



# Analyse de l'utilisation de la compensation écologique dans les politiques comme outil de conciliation des intérêts économiques et des objectifs de conservation de la biodiversité

Coralie Calvet

## ► To cite this version:

Coralie Calvet. Analyse de l'utilisation de la compensation écologique dans les politiques comme outil de conciliation des intérêts économiques et des objectifs de conservation de la biodiversité. Economies et finances. Université d'Avignon, 2015. Français. NNT : 2015AVIG2048 . tel-01308323

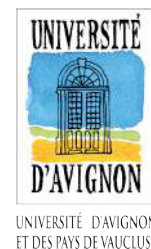
**HAL Id: tel-01308323**

**<https://theses.hal.science/tel-01308323>**

Submitted on 27 Apr 2016

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



# THÈSE

Présentée à

L'Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse

École Doctorale 537 « Culture et Patrimoine »

Domaine de recherches : Sciences Humaines et Sociales

Par **Coralie CALVET**

Pour l'obtention du grade de

**DOCTEUR en SCIENCES ECONOMIQUES**

## **Analyse de l'utilisation de la compensation écologique dans les politiques publiques comme outil de conciliation des intérêts économiques et des objectifs de conservation de la biodiversité**

En vue d'une soutenance publique le 17 décembre 2015

Devant le jury composé de :

Valérie BOISVERT	Professeur, Université de Lausanne	Rapportrice
Sophie THOYER	Professeur, Supagro, UMR LAMETA	Rapportrice
John THOMPSON	Directeur de recherches, UMR CEFÉ-CNRS	Examineur
François MESLEARD	Professeur, Université d'Avignon	Examineur
Philippe PUYDARRIEUX	Chef de bureau, Ministère de l'Ecologie	Membre invité
Claude NAPOLEONE	Chargé de recherches, ECODEV-INRA	Co-Directeur de thèse
Thierry DUTOIT	Directeur de recherches, UMR IMBE-CNRS	Co-Directeur de thèse



« La vie n'est pas un long doctorat tranquille », *Carnets de thèse*, Tiphaine Rivière, 2015.

Il est vrai que pendant les années de doctorat, la vie tourne un peu, voire beaucoup, autour de la thèse ... qui n'aura, en effet, pas toujours été un long fleuve tranquille. Je l'ai tout de même vécue comme une expérience « extra-ordinaire » et très enrichissante, aussi bien professionnellement que personnellement. Ces trois années de thèse ont été l'occasion de rencontres intellectuelles, amicales, et aussi avec « moi-même ». L'exercice de thèse s'accompagne de périodes de doutes, de remises en question, et aussi de moments de joie et de satisfaction ! Heureusement, nous ne sommes pas complètement seuls dans cette aventure. Alors commençons par remercier les personnes, instituts, et autres, qui ont contribué à ce travail, d'une manière ou d'une autre.

# Remerciements

---

Je souhaite en premier lieu remercier **l'Université d'Avignon et des Pays du Vaucluse** pour avoir financé ma thèse durant ces trois années au travers de sa structure fédérative de recherche Tersys (SFR Tersys). L'allocation doctorale ministérielle est devenue un grand privilège, je suis d'autant plus honorée d'avoir pu en bénéficier pour conduire ce projet de recherche.

Mes remerciements vont ensuite bien sûr à **Claude Napoleone** et à **Thierry Dutoit** pour m'avoir accompagnée durant ce projet. Je n'ai pas forcément mené les travaux de recherche que vous envisagiez au départ, mais notre collaboration et nos échanges ont été très enrichissants dans la conduite de ce projet. Je vous remercie donc pour la confiance et la grande liberté que vous m'avez accordées durant ces trois années. Cela m'a permis d'explorer de « nouvelles » directions dans mes recherches, qui ont notamment pu aboutir à de nouvelles collaborations.

Je remercie également **Sophie Thoyer, Valérie Boisvert, John Thompson, François Mesléard** et **Philippe Puydarrieux**, membres de mon jury de thèse, pour avoir accepté d'évaluer ce travail.

Je souhaite aussi remercier le LAMETA, et notamment **Jean-Michel Salles**, pour son accueil pendant ces trois ans sur le campus de l'Agro de Montpellier. La dynamique du laboratoire et la sympathie des « lamétiens » m'ont beaucoup apporté, tant sur le plan scientifique qu'humain. Une pensée particulière à **Laurent Garnier**, notre super « bibliothécaire » toujours prêt à rendre service et avec bonne humeur, à **Cédric Taveau**, l'informaticien le plus sportif de l'INRA, à **Robert Lifran**, pour son « humanité qui va tellement nous manquer », et aux thésards du bâtiment 26 pour avoir partagé des moments de travail, de stress, mais aussi de décompression et de franches rigolades. Je pense notamment à **Philippe Le Coënt**, avec qui la collaboration sur une partie des travaux de la thèse a été très enrichissante, et à **Pauline Lécole, Maxime Sebbane, Laura Solaroli, Guillaume Le Borgne, Aziz Traoré, Margot Dyen, Anaïs Lamour, Chloé Mulier**.

Je remercie également le laboratoire **Ecodéveloppement** de l'INRA d'Avignon pour son accueil *hebdomadaire* et pour la gentillesse de ses occupants. Je remercie particulièrement **Guillaume Ollivier** pour son appui « scientométrique », et **Naoufel Mzoughi** pour ses conseils dans l'analyse « comportementale » des agriculteurs, et aussi pour m'avoir souvent accompagnée dans le trajet « gare d'Avignon centre - labo Ecodéveloppement » en voiture, et ainsi de me faire gagner beaucoup de temps !

Pour l'ouverture de mes recherches à l'approche « institutionnelle » de la compensation, un grand merci à **Harold Levrel** pour son accompagnement et son soutien pendant la thèse *en toutes circonstances*. Les périodes de travail à Brest étaient courtes, mais intenses ! Merci pour le temps que tu m'as accordé pendant ces trois années me permettant d'aborder plus sereinement certaines parties de ma thèse. Notre rencontre m'a également permis de partager des projets scientifiques et des moments très sympathiques avec l'équipe de thésards de l'IFREMER. Je remercie particulièrement **Anne-Charlotte Vaissière** et **Pierre Scemama** pour nos séances de travail et nos discussions « endiablées » sur la compensation, et autres, notamment sur l'application de l'analyse néo-institutionnelle à la compensation. Je n'oublie pas **Charlène Kermagoret**, **Adeline Bas** et **Céline Jacob** qui ont également fait partie de certaines séances de travail, notamment sur la fin de ma thèse avec une collaboration sur un article en cours.

Pour la réalisation du monitorat « demi-enseignement », je remercie **l'IUT d'Avignon**, son corps enseignant et administratif, et les étudiants en 2<sup>e</sup> année de l'option Génie Biologique pour l'expérience qu'ils m'ont permis d'acquérir en matière d'enseignement. Les journées de 8h de cours répétées dans une même semaine ont constitué une épreuve, presque sportive, mais grâce à la fraîcheur et à la bonne humeur (un peu trop parfois) des étudiants, j'en garde un très bon souvenir ! Je remercie également les agriculteurs « bio » du pourtour avignonnais, particulièrement **Matthieu Jayet-Gendrot** et **Christophe Gourdin**, pour avoir accepté de partager leur expérience avec les étudiants de l'IUT pendant les trois années de mon monitorat, et cette année encore !

Pour la partie « demi-entreprise » du monitorat, je remercie le bureau d'études **Biotope**, et tout particulièrement **Fabien Quétier**, pour m'avoir initiée à la dimension « pratique » de la compensation et pour sa veille bibliographique inégalable. Nos visions de la compensation ne convergent pas toujours, mais nos échanges en sont d'autant plus intéressants !

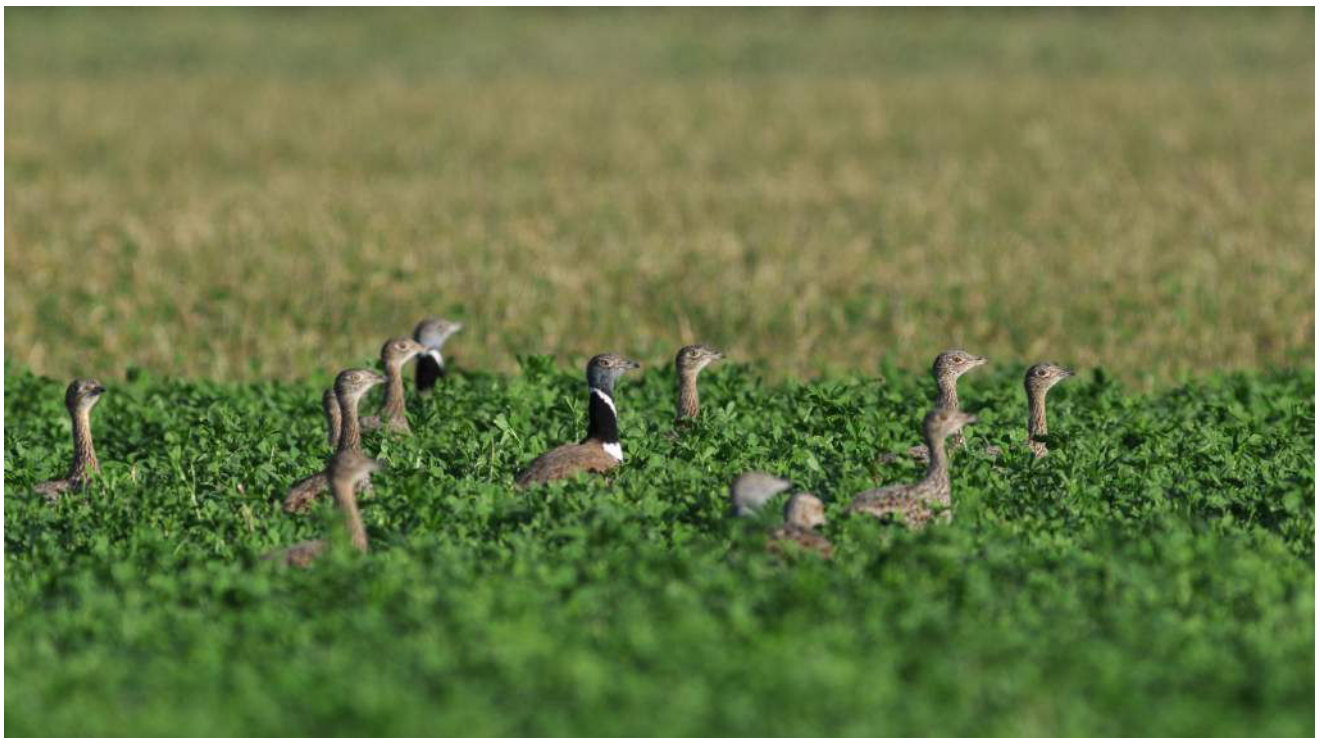
Pour la partie « terrain », je remercie particulièrement les membres du **comité de pilotage de l'opération Cossure** et les acteurs participant au **programme de compensation du projet CNM**, pour m'avoir permis de suivre ces projets et d'en faire des cas d'étude de ma thèse. Pour le temps et l'intérêt particuliers qu'ils ont accordé à mes travaux, je remercie notamment **Michel Oberlinkels** de CDC Biodiversité, **Axel Wolff** du CEN PACA, **Robin Rolland** de la DREAL PACA, **Grégoire Goettelmann** et **Hortense Lebeau** d'Oc'Via, **Gaëlle Boismery** de la Chambre d'Agriculture du Gard, **Lionel Pirsoul** du CEN LR, **Anne Pariente** et **Luis de Sousa** de la DREAL LR. Plus généralement, je remercie les personnes enquêtées au travers de ces études pour m'avoir reçue ou avoir accepté de répondre au questionnaire.

Je remercie également **l'Observatoire Homme-Milieus (OHM) Bassin Minier de Provence** et le **programme européen RETHINK** pour leur soutien financier me permettant de réaliser ces travaux de terrain.

Pour avoir enrichi mes réflexions à d'autres « dimensions » de la compensation, notamment aux aspects historiques, politiques et éthiques, je remercie particulièrement **Christophe Bonneuil**, **Clive Spash**, **Virginie Maris**, **Marie Hrabanski**, **Baptiste Regnery** et **Vincent Devictor**, avec qui les échanges ont toujours été très stimulants.

Si j'ai fait cette thèse, c'est aussi en partie grâce à **Raphaël Mathevet** et à **Robert Lifran** qui m'ont donné goût à l'activité de recherche avant de commencer la thèse.

Je remercie enfin, évidemment, ma **famille**, mes **amis**, notamment **Mara**, pour leur soutien moral durant ces trois ans ... et surtout **Vincent**, sans qui rien de tout cela n'aurait été possible !



Source : Pierrick Devoucoux.



# Résumé

---

Les gouvernements se sont récemment engagés à enrayer l'érosion de la biodiversité. Dans ce contexte, la compensation écologique est apparue comme une réponse politique en permettant, en principe, de répondre à l'exigence de conciliation de deux intérêts souvent antagonistes : le développement économique et la conservation de la biodiversité. L'objectif de ce travail de thèse est d'analyser si la compensation écologique peut remplir cette promesse. J'envisage cette problématique de façon interdisciplinaire avec trois angles d'analyses complémentaires. Premièrement, je pose la question de la compatibilité du principe de la compensation avec son objectif de conservation de la biodiversité. J'aborde cette analyse avec une approche théorique, mobilisant à la fois les cadres d'analyse de l'économie et de l'écologie scientifique. Je pose ensuite la question de la possibilité d'atteindre l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité dans la mise en œuvre de la compensation. Pour cela, j'étudie empiriquement deux mécanismes de compensation au travers de deux cas d'étude français : une banque de compensation, et la contractualisation agro-environnementale. J'utilise principalement les outils de l'économie néo-institutionnelle pour analyser l'efficacité de ces mécanismes pour la réalisation des objectifs écologiques de la compensation. Ma troisième interrogation porte sur l'influence des dimensions politiques et idéologiques dans la compensation écologique, et sur leurs conséquences dans le développement de cet objet dans la communauté scientifique. Pour répondre à cette question, j'adopte une démarche épistémologique mobilisant les outils de l'analyse scientométrique. L'analyse théorique met en évidence des limites intrinsèques au principe de la compensation pour atteindre ses objectifs de conservation de la biodiversité, notamment au regard de l'impossibilité d'adopter une approche écologique complexe de la biodiversité dans le processus de la compensation. L'étude empirique montre que les modes d'organisation de la compensation comportent également des limites qui obligent à des compromis susceptibles de remettre en cause l'atteinte des objectifs écologiques de la compensation. Ces résultats mettent en évidence le rôle et l'importance des institutions dans la mise en œuvre des compensations, notamment pour limiter l'apparition de comportements opportunistes, responsables des principaux problèmes d'efficacité identifiés. Enfin, l'analyse épistémologique révèle que le développement et la promotion de la compensation écologique répond à un agenda politique principalement porté par les politiques aglo-saxonnes et certains acteurs de conservation. Ainsi, la compensation écologique n'est pas un objet neutre car elle sert à la diffusion d'une certaine idéologie sur la pratique de la conservation de la biodiversité dans le sillage du développement durable et de l'économie verte. Pour conclure, ce travail permet de souligner que la conciliation des intérêts économiques et écologiques constitue une problématique complexe dont la voie du consensus ne semble pas permettre de répondre aux enjeux d'érosion de la biodiversité. La compensation offre en somme une occasion de penser les conditions de possibilités et d'impossibilités de la protection de la nature aujourd'hui.

# Activités de recherche et valorisation scientifique

---

## 1. Production scientifique

- **Articles publiés dans des revues internationales avec comité de lecture :**

**Calvet, C.**, Ollivier G., Napoléone, C., 2015. Tracking the origins and development of Biodiversity Offsetting in academic research and its implications for conservation: A review. *Biological Conservation*. (In press)

**Calvet, C.**, Napoléone, C., Salles, J.-M., 2015. The Biodiversity Offsetting Dilemma: Between Economic Rationales and Ecological Dynamics. *Sustainability*. 7, 7357–7378. doi:10.3390/su7067357

- **Articles publiés dans des revues françaises avec comité de lecture :**

Dutoit, T., **Calvet, C.**, et al., 2015. Première expérimentation de compensation par l'offre : bilan et perspective. *Sciences Eaux & Territoires-Revue*, 16, 64-68.

**Calvet, C.**, Quétier, F., 2014. La prise en compte de la biodiversité dans le contournement ferroviaire Nîmes-Montpellier : Qui fait quoi ? *Revue Espaces naturels*, 45, 23-25.

- **Actes de colloque :**

Le Coënt, P., **Calvet, C.**, 2015. Challenges of achieving biodiversity offsetting through agri-environmental schemes: evidence from an empirical study. *9es Journées de Recherches en Sciences Sociales de la Société Française d'Economie Rurale (SFER)*, Dec. 10-11, Nancy, France.

**Calvet, C.**, Napoléone, C., Salles, J.-M., Levrel, H. 2013. An economic perspective on biodiversity offsetting: meaning and limits of habitat banking mechanism. *10<sup>th</sup> International Conference of the European Society for Ecological Economics (ESEE)*, June 18-21, 2013, Lille, France.

- **Chapitres d'ouvrages :**

**Calvet, C.**, Levrel, H., Napoléone, C., Dutoit, T., 2015. La Réserve d'Actifs Naturels : une nouvelle forme d'organisation pour la préservation de la biodiversité en France ? Dans Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S. (Eds.). *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement. Analyse Des Mesures Compensatoires Pour La Biodiversité*. Editions Quae, Versailles, 12, 139–156.

**Calvet, C.**, Vaissière, A.C., 2015. Comparaison des cadres institutionnels américains et français pour la mise en œuvre des banques de compensation. Dans Levrel, Frascaria-Lacoste, Hay, Martin, Pioch (Eds.). *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement. Analyse Des Mesures Compensatoires Pour La Biodiversité*. Editions Quae, Versailles, 13, 157–162.

**Calvet, C., Napoléone, C., 2013.** Peut-on Protéger La Nature Par Des Mécanismes Marchands ? Dans Tatin, L., Wolff, A., Boutin, J., Colliot, E., Dutoit, T. (Eds.). *Écologie et Conservation D'une Steppe Méditerranéenne. La Plaine de Crau*. Editions Quae, Versailles, 16, 246–265.

- **Articles en préparation :**

Avec Levrel, H., Napoléone, C., Dutoit, T. Interests and limits of the habitat banking scheme to achieve biodiversity offsets targets: evidence from the French experimentation. (In prep pour la revue *Ecological Economics*).

Avec Le Coënt, P., Mzoughi, N., Napoleone, C. Challenges of achieving biodiversity offsetting through agri-environmental schemes: evidence from an empirical study. (In prep pour la revue *Ecological Economics*).

Avec Bas, A., Jacob, C., et Vaissière, A.C., Strengths and weaknesses of the ecosystem services approach for biodiversity offsets: from conceptual to practical perspectives. (In prep pour la revue *Ecosystem Services*).

## **2. Communication scientifique**

- **Conférences internationales :**

**Calvet, C., 2015.** What are the challenges of Biodiversity Offsetting for biodiversity conservation? 27<sup>th</sup> International and 4<sup>th</sup> European Congress for Conservation Biology (ICCB-ECCB), August 2-6, 2015, Montpellier, France.

**Calvet, C., Dutoit, T., Napoleone, C., 2014.** Can habitat banking participate to the resilience of socio-ecosystems? A French case-study. 3<sup>rd</sup> International Science and Policy Conference of the Resilience Alliance Network, May 4-8, 2014, Montpellier, France.

**Calvet, C., Levrel, H., Napoleone, C., 2013.** An economic perspective on biodiversity offsetting: meaning and limits of the mitigation-banking scheme. 10<sup>th</sup> International Conference of the European Society for Ecological Economics (ESEE), June 18-21, 2013, Lille, France.

- **Conférences françaises :**

**Calvet C., et al., 2012.** Compensation par l'offre : 1er bilan de la Réserve d'actifs naturels de Cossure, dans la plaine de la Crau (13). 4<sup>e</sup> Conférence du Réseau d'Echanges et de Valorisation en Ecologie de la Restauration (REVER), Nov. 6-7, 2012, Lyon, France.

- **Ecole-chercheurs :**

**Calvet C., 2013.** Challenges and limits of the mitigation bank scheme for conservation : evidence from a French empirical case-study. *Doctoral school of Ecological Economics and Institutional Dynamics, Center of Economics and Management Research of the University of Reims*, June 17-18, 2013, Reims, France.

### 3. Autres activités

- **Activité d'enseignement**

Oct. 2012 - Oct. 2015 : Service d'Enseignement de **128 heures**, Université d'Avignon, Niveau L2, Discipline : Introduction à l'économie générale et à l'économie de l'environnement.

- **Activité en entreprise**

Oct. 2012 - Oct. 2015 : Mission de conseil en entreprise de **48 jours**, Biotope, Bureau d'étude spécialisé en environnement, Mèze (34). Intitulé de la mission : « Veille sur la compensation écologique, conseils et suivis concernant les projets de compensation de l'entreprise Biotope ».

- **Obtention de financements en réponse à des appels à projets**

2014-2015 : Participation au 7e Programme Européen sur l'écologisation des politiques agricoles (RETHINK) financé par la Commission Européenne, Projet ERA-NET, (FP 7, CA 235175).

2013 : Lauréate d'un appel à projets de recherche de l'*Observatoire des Hommes et des Milieux* (OHM). Projet sur l'analyse de l'offre de compensation menée en PACA (13).

### 4. Suivi de la thèse

#### Comités de thèse :

**1<sup>er</sup> comité de thèse**, le 2 juillet 2013, personnes présentes : Harold Levrel (Professeur, AgroParisTech), Jean-Michel Salles (Directeur de recherches, UMR LAMETA, CNRS), Marie Hrabanski (Chargée de recherches, UMR ARTDEV, CIRAD), Claude Napoléone (Chargé de recherches, UR Ecodéveloppement, INRA), Thierry Dutoit (Directeur de recherches, UMR IMBE, CNRS) et Marc Tchamitchian (Directeur de recherches, UR Ecodéveloppement, INRA).

**2<sup>e</sup> comité de thèse**, le 2 juillet 2014, chercheurs présents : Harold Levrel (Professeur, AgroParisTech), Marie Hrabanski (Chargée de recherches, UMR ARTDEV, CIRAD), Claude Napoléone (Chargé de recherches, UR Ecodéveloppement, INRA) et Thierry Dutoit (Directeur de recherches, UMR IMBE, CNRS).

# Avant-propos

---

Le manuscrit de thèse est présenté sous un format de thèse « sur articles ». Dans ce cadre, chaque chapitre du manuscrit correspond à un article publié dans des revues, des ouvrages, ou encore des actes de colloques scientifiques. Afin de resituer le travail de recherche dans un contexte scientifique et politique plus général, et dans l'objectif de faire comprendre au lecteur la démarche scientifique suivie au cours de ce travail de thèse, le manuscrit débute par une introduction générale approfondie. Les chapitres sont ensuite organisés dans des grandes parties que je présenterai à la fin de l'introduction. Chaque chapitre ou partie de la thèse est lié par une section qui a pour objectif de faire la transition entre les travaux menés dans la thèse. Une conclusion générale clôture le manuscrit rappelant les grands résultats de la thèse et ouvrant sur des perspectives politiques et de recherche.

# Table des matières

---

<b>Introduction générale</b>	p 1
<b>1. Contexte scientifique et politique</b>	p 5
1.1. Contexte scientifique	p 5
1.1.1. La mise en évidence d'une tension entre la croissance économique et la protection de l'environnement	
1.1.2. La vision néoclassique des problèmes environnementaux : la substitution des capitaux et le progrès technique	
1.1.3. La confrontation à une vision plus « écologique » des problèmes environnementaux autour de la notion de durabilité	
1.2. Contexte politique	p 15
1.2.1. La première apparition de la compensation écologique	
1.2.2. La relance du principe de la compensation par le mécanisme des banques de compensation aux Etats-Unis	
1.2.3. L'internalisation et le succès du principe de la compensation écologique dans le sillage du « développement durable »	
1.3. La compensation écologique dans le contexte français	p 27
<b>2. Approche conceptuelle de la compensation écologique dans la thèse : les apports de l'économie néo-institutionnelle (NEI)</b>	p 29
2.1. Présentation générale de l'approche de la NEI	p 30
2.2. Définition de la transaction dans la compensation écologique	p 31
2.3. Les modes d'organisation de la compensation	p 33
2.4. Choix des modes d'organisation pour réaliser la transaction	p 35
<b>3. La compensation écologique dans la littérature scientifique</b>	p 39
3.1. La question de l'efficacité écologique des compensations	p 39
3.2. L'étude des modes d'organisation pour réaliser la transaction	p 41
3.3. L'étude des tensions autour de l'utilisation de la compensation écologique dans les politiques de conservation	p 43
<b>4. Organisation de la recherche menée dans la thèse</b>	p 45
<b>5. Organisation du manuscrit</b>	p 51

## Partie I : Approche théorique de la compensation écologique p 53

### Chapitre 1 : Le dilemme de la compensation écologique : entre intérêts économiques et dynamiques écologiques p 55

<b>1. Introduction</b>	p 57
<b>2. Economic Foundations and Rationales for the BO Approach</b>	p 59
<b>3. Economic and Ecological Analysis of the BO Mechanisms Performance</b>	p 66
3.1. The Direct Offsets Approach	
3.2. The BO Banking Mechanism	
3.3. Offsetting Funds	
<b>4. Main Structural Limitations for the BO Approach in Meeting the Biodiversity Conservation Objectives</b>	p 72
4.1. Ecological Limitations	
4.2. Economic and Organizational Limitations	
<b>5. Conclusions</b>	p 78

<b>Partie II : Approche empirique de la compensation écologique.....</b>	<b>p 80</b>
 <b>Chapitre 2 : La Réserve d'Actifs Naturels : une nouvelle forme d'organisation pour la préservation de la biodiversité en France ? .....</b>	<b>p 82</b>
1. Introduction.....	p 83
2. Méthode et matériels.....	p 85
2.1. Le cadre d'analyse de l'économie des organisations appliqué à la RAN	
2.2. Matériel	
3. Les conditions d'émergence de la première RAN française.....	p 88
4. Analyse du dimensionnement de la RAN de Cossure.....	p 93
4.1. Une forte spécificité de site	
4.2. Une faible spécificité physique des actifs de la RAN	
4.3. La spécificité humaine : le recours à des personnes déjà compétentes	
4.4. Les actifs dédiés : le « poids de la taille » de l'opération	
4.5. La spécificité des intrants : l'importance du pastoralisme pour le maintien des gains écologiques	
4.6. La spécificité temporelle des actifs de la RAN	
4.7. La spécificité de marque : un projet ambitieux porté des acteurs de confiance	
5. Caractéristiques institutionnelles et organisationnelles de la RAN de Cossure.....	p 100
5.1. L'environnement institutionnel de la RAN	
5.2. La gouvernance de l'opération	
5.3. L'établissement de règles imprécises et flexibles	
5.3.1. La définition et le calcul de l'équivalence écologique des actifs	
5.3.2. La pérennité du système et la durée d'engagement de l'opérateur	
5.4. L'élaboration du prix et du nombre d'unités de compensation	
5.5. La procédure et les modalités d'échange des unités de compensation	
6. Les conséquences du dimensionnement et de l'organisation de la RAN sur la transaction.....	p 106
6.1. Les incertitudes de la transaction	
6.2. Le bilan des ventes des unités de compensation	
6.3. L'apparition des comportements opportunistes	
6.3.1. Les négociations sur les calculs compensatoires	
6.3.2. L'élargissement des équivalences écologiques et géographiques	
6.4. La fréquence des transactions	
7. Conclusions et perspectives.....	p 114
7.1. Bilan écologique de l'opération	
7.2. Des limites institutionnelles et organisationnelles	
7.3. Perspectives : Primum non nocere « D'abord, Ne pas nuire » (Hippocrate)	
 <b>Chapitre 3 : Comparaison des cadres institutionnels et organisationnels des banques de compensation aux Etats-Unis et en France.....</b>	<b>p 119</b>
1. Synthèse des principales spécificités des contextes français et américain.....	p 120
2. Perspectives institutionnelles.....	p 126
 <b>Chapitre 4 : Intérêts et limites des contrats agro-environnementaux pour la réalisation des compensations écologiques : apports d'un cas d'étude.....</b>	<b>p 129</b>
1. Introduction.....	p 131
2. Theoretical framework: definition, interests and challenges of ABOS.....	p 134
2.1. Definition of ABOS	
2.2. Potential interests of ABOS	
2.3. Challenges of ABOS	
2.3.1. Acceptability of ABOS	
2.3.2. Effectiveness of ABOS	
3. Methodology of the field research.....	p 142
3.1. Presentation of the case-study	
3.1.1. Brief history and description of the institutional organization	
3.1.2. Ecological impacts	
3.1.3. Definition of biodiversity offsets needs	
3.1.4. Implementation of ABOS	
3.1.5. Description of ABOS contracts	
3.2. Data collection and analysis	
3.2.1. Farmers acceptability of ABOS	
3.2.2. Analysis of ABOS effectiveness	

<b>4.</b>	<b>Results and Discussion</b>	p 154
4.1.	Determinants of farmers' acceptability of ABOS	
4.2.	Effectiveness of ABOS	
4.2.1.	Additionality and compliance	
4.2.2.	Link between land use change and the provision of ecological gains	
4.2.3.	Permanence	
4.2.4.	Analysis of the plot selection process	
<b>5.</b>	<b>Conclusion and political implications</b>	p 164

<b>Synthèse comparative des systèmes de Réserves d'Actifs Naturels (RAN) et de contractualisation agro-environnementale pour la réalisation de la compensation</b>	p 168
--	-------

<b>Partie III : Approche épistémologique de la compensation écologique</b>	p 174
--	-------

<b>Chapitre 5 : Origine et développement de la compensation écologique dans la recherche scientifique et implications pour la conservation : une analyse de la littérature</b>	p 176
--	-------

<b>1.</b>	<b>Introduction</b>	p 178
<b>2.</b>	<b>Material &amp; methods</b>	p 181
2.1.	Data collection	
2.2.	Data analysis	
<b>3.</b>	<b>Results</b>	p 183
3.1.	Temporal dynamics	
3.2.	Spatial distribution	
3.3.	Authorship	
3.4.	Sources and intellectual influences	
3.5.	Lexical and topic dynamics	
3.6.	BO dynamics in conservation and economics	
<b>4.</b>	<b>Discussion: the main drivers of BO in academia and the implications of its development for conservation practice</b>	p 195
4.1.	A demand-driven topic: the dominance of Anglo-Saxon politics	
4.2.	The influence of a few dominant actors	
4.3.	The diffusion of a shared economic rhetoric and specific view of biodiversity conservation through the BO development	
<b>5.</b>	<b>Conclusion</b>	p 202

<b>Conclusion générale</b>	p 204
----------------------------	-------

<b>1.</b>	<b>Synthèse des résultats et perspectives</b>	p 205
<b>2.</b>	<b>Apports et limites de la thèse</b>	p 218

<b>Annexes</b>	p 220
----------------	-------

<b>Références bibliographiques</b>	p 232
------------------------------------	-------



# Liste des figures

---

<b>Figure 1.</b> La dualité dans les approches économiques pour considérer l'imbrication entre les systèmes écologiques, économiques et sociaux .....	p 10
<b>Figure 2.</b> Les composantes clés de l'organisation des transactions dans une économie.....	p 31
<b>Figure 3.</b> Schématisation de la transaction étudiée dans le cadre de la compensation écologique.....	p 32
<b>Figure 4.</b> Représentation du mode d'organisation de la compensation à la demande.....	p 33
<b>Figure 5.</b> Représentation du mode d'organisation de la banque de compensation.....	p 34
<b>Figure 6.</b> Représentation du mode d'organisation des fonds de compensation.....	p 35
<b>Figure 7.</b> Synthèse de l'organisation de la recherche et des travaux menés dans la thèse .....	p 52
<b>Figure 8.</b> A complexity gradient across ecological approaches to biodiversity.....	p 74
<b>Figure 9.</b> Trade-off between the degree of biodiversity complexity and its substitutability.....	p 75
<b>Figure 10.</b> Localisation de la RAN de Cossure dans la plaine de Crau (Bouches-du-Rhône, France).....	p 91
<b>Figure 11.</b> Le verger abandonné de Cossure en 2009.....	p 96
<b>Figure 12.</b> Le verger de Cossure en 2012 après trois années de réhabilitation.....	p 96
<b>Figure 13.</b> Schematization of Agri-Biodiversity Offset Schemes (ABOS) as a transaction in offset policies.....	p 134
<b>Figure 14.</b> Mapping of the CNM project.....	p 142
<b>Figure 15.</b> Institutional organization of the biodiversity offsetting programme for the CNM project.....	p 143
<b>Figure 16.</b> The Compensatory Unit approach.....	p 144
<b>Figure 17.</b> Frequency of farmers according to their intention to adopt an ABOS in the future.....	p 154
<b>Figure 18.</b> Intensity of practice change following ABOS adoption.....	p 158
<b>Figure 19.</b> Farmers' intentions regarding durability issues.....	p 161
<b>Figure 20.</b> Temporal dynamics of scientific output on biodiversity offsetting.....	p 185
<b>Figure 21.</b> Dynamics of the spatial distribution of the BO corpus (1984–2014).....	p 186
<b>Figure 22.</b> Dynamics of the most-frequently used keywords in the BO corpus (1984–2014).....	p 192
<b>Figure 23.</b> Comparison of output in the domains of conservation and economics (1984–2014).....	p 195

# Liste des tables

---

<b>Table 1.</b> Types of equivalence, offsetting and metrics across No Net Loss (NNL) policy goals .....	p 65
<b>Table 2.</b> Répartition du nombre de personnes enquêtées dans l'analyse de la Réserve d'actifs naturels de Cossure.....	p 87
<b>Table 3.</b> Description des ventes d'unités de compensation de la RAN de Cossure au 30 juin 2014.....	p 110
<b>Table 4.</b> Comparaison des principales caractéristiques organisationnelles et institutionnelles entre les systèmes de banques de compensation français et américain.....	p 121
<b>Table 5.</b> Description of the variables used in the econometric model .....	p 150
<b>Table 6.</b> Descriptive statistics of the survey sample .....	p 152
<b>Table 7.</b> Logit estimation of the intention to adopt an agro-biodiversity offset scheme .....	p 155
<b>Table 8.</b> Criteria quoted by farmers in the plots' selection.....	p 159
<b>Table 9.</b> Average compensatory units per hectar .....	p 160
<b>Table 10.</b> Logit estimation of the plot selection choice .....	p 162
<b>Table 11.</b> comparaison des principaux critères d'efficacité de la compensation écologique entre les systèmes de banque de compensation et de contractualisation agro-environnementale dans le contexte institutionnel français.....	p 169

*Le temps du monde fini commence.*

*Paul Valéry, 1945*

# Introduction générale

---

A l'occasion des dernières grandes rencontres décennales entre les dirigeants mondiaux, les gouvernements se sont engagés à « stopper l'érosion de la biodiversité ». Dans ce contexte, la compensation écologique a été présentée comme ayant « le potentiel d'atteindre les grands objectifs de conservation de la biodiversité pris par les gouvernements, tout en offrant des solutions aux problèmes d'aménagement du territoire en dépassant les conflits entre le développement économique et l'intérêt général dans la protection de la biodiversité » (traduit de UNEP-CDB, 2010, p. 1). Les enjeux politiques autour de la compensation écologique sont clairs : elle offre la promesse aux gouvernements de rendre compatible deux objectifs souvent antagonistes : le développement économique et la conservation de la biodiversité (Boisvert, Méral et Froger, 2013). Le travail de thèse s'intéresse précisément à questionner cette ambition.

En visant l'objectif d'une « absence de perte nette de biodiversité », la compensation écologique permet, en principe, de contrebalancer les pertes écologiques résultant de projets d'aménagement par la mise en place d'actions écologiques qui apportent des gains de biodiversité équivalents aux pertes occasionnées (Bull, Suttle, Gordon, et al., 2013). Dans les politiques environnementales, les compensations écologiques interviennent dans la dernière étape d'une séquence d'atténuation visant d'abord à éviter, puis à réduire les impacts potentiels de projets d'aménagement sur la biodiversité, pour enfin en compenser les pertes résiduelles (Gardner et al., 2013).

Dans un contexte où l'exigence d'une réconciliation entre les intérêts économiques et les objectifs écologiques devient de plus en plus pressante, la compensation écologique a bénéficié d'un récent engouement au niveau politique (Bull, Suttle, Gordon, et al., 2013 ; Lapeyre, Froger et Hrabanski, 2015). Il est toutefois important de préciser que le principe de la compensation écologique avait déjà été introduit dans les réglementations environnementales de nombreux pays industrialisés il y a une quarantaine d'années (McKenney et Kiesecker, 2010). Mais jusqu'au milieu des années 2000, ce principe ne faisait ni l'objet de beaucoup d'attention au niveau international, ni n'était vraiment appliqué à l'échelle nationale, particulièrement dans les pays européens (Masden et al., 2011 ; Quétier, Regnery et Levrel, 2014). Depuis, ce concept est devenu l'objet de toutes les attentions en matière de conservation de la biodiversité aussi bien dans les sphères politiques, qu'auprès d'organisations internationales comme l'Organisation de Coopération et de Développement

Economiques (OCDE) et des organisations non-gouvernementales (ONG) de conservation (Hrabanski, 2015).

Dans la communauté scientifique, la recherche de solutions pratiques au ralentissement de l'érosion de la biodiversité est également devenue l'enjeu majeur de ces dernières décennies (Devictor, 2015). La compensation écologique représente en ce sens un concept attrayant pour les scientifiques, principalement pour les conservationnistes qui voient en ce principe un moyen de prendre en considération les problématiques environnementales (Bull, Suttle, Gordon, et al., 2013). Cependant, au sein de la communauté scientifique, les caractéristiques prometteuses de cet outil sont fortement questionnées, voire contestées. En effet, si l'engouement politique pour ce concept repose sur ses supposées capacités de réconciliation du développement avec la conservation, certains scientifiques émettent beaucoup plus de réserves à ce sujet (Bull, Suttle, Gordon, et al., 2013). De nombreux travaux font état de nombreux problèmes d'ordre théorique et pratique qui risquent de compromettre l'atteinte des objectifs écologiques de la compensation (Bull, Suttle, Gordon, et al., 2013 ; Gardner et al., 2013 ; Gonçalves et al., 2015). Dans ce contexte, l'utilisation de la compensation comme outil de conservation est l'objet de nombreuses controverses au sein de la communauté scientifique (Hrabanski, 2015). Les polémiques autour de la compensation écologique dépassent largement le cadre académique. La mobilisation concrète de cet outil dans les politiques publiques engage également la société civile dans des débats autour de cet objet. Ainsi, loin de permettre le dépassement des conflits sociaux escompté, la compensation écologique est, au contraire, au cœur d'une tension mêlant scientifiques, politiques et citoyens.

Partant du constat de cette tension autour de la compensation écologique, il m'a semblé intéressant d'étudier d'où provient cette tension afin d'évaluer dans quelle mesure elle compromet les engagements politiques en faveur de la conservation de la biodiversité. Le travail mené dans cette thèse s'intéresse à la problématique générale suivante :

**L'utilisation de la compensation écologique dans les politiques publiques permet-elle de concilier les intérêts économiques et les objectifs de conservation de la biodiversité ?**

En d'autres termes, il s'agit d'évaluer si le dispositif de la compensation écologique permet d'éviter des pertes nettes de biodiversité dans le cas de projets d'aménagement impactant. Le travail de thèse se focalise sur les compensations écologiques mobilisées dans des cadres réglementaires afin de compenser des impacts anticipés et autorisés par le législateur. En effet, l'objectif politique « d'absence de perte nette écologique » concerne uniquement les compensations développées dans des cadres réglementaires. Les compensations peuvent également être utilisées volontairement. Cependant, ces dernières restent assez disparates et elles concernent des projets spécifiques développés dans des pays dans lesquels les obligations de compensation n'ont pas encore été intégrées dans la réglementation environnementale (Benabou, 2014 ; Bidaud, Hrabanski et Meral, 2015).

L'investigation menée dans la thèse pose la question de l'efficacité<sup>1</sup> de la compensation écologique que j'aborderai à deux niveaux : au niveau de son principe et au niveau de sa mise en œuvre. Cette recherche s'inscrit dans les sciences économiques mais j'adopterai, dans la mesure du possible, une démarche interdisciplinaire mêlant économie et écologie. Concrètement, cela se traduit par la mobilisation des outils de l'analyse économique, notamment de l'économie néo-institutionnelle, que je complète par des apports récents de l'écologie scientifique.

Avant de préciser de façon plus détaillée l'organisation de la recherche menée dans la thèse, je propose tout d'abord de resituer, dans une première partie de l'introduction, la compensation écologique dans des contextes scientifiques et politiques plus généraux. Cette recontextualisation de la compensation me permettra de caractériser plus précisément les enjeux politiques et scientifiques autour de l'analyse de l'efficacité de la compensation. La mise en perspective historique de la compensation me permettra également d'identifier les dynamiques politiques qui ont motivé la remobilisation de la compensation écologique dans la gouvernance environnementale internationale. Nous préciserons ensuite la situation de la compensation en France, l'analyse de la mise en œuvre de la compensation prenant lieu dans ce contexte. Je présenterai ensuite, dans une deuxième partie de cette introduction, le cadre conceptuel général choisi pour traiter le sujet de recherche. Je ferai ensuite une synthèse des récents travaux scientifiques sur le sujet, notamment en lien avec le cadre conceptuel choisi.

---

<sup>1</sup> Je définis l'*efficacité* de la compensation comme l'atteinte des objectifs écologiques d'absence de perte nette de biodiversité dans le cas de projets d'aménagement impactant.

Cet état de l’art nous permettra également d’identifier les tensions mises en évidence dans la communauté scientifique au sujet de la l’utilisation de la compensation dans les politiques de conservation. La définition du cadre conceptuel et l’analyse de la littérature nous amènera enfin à préciser les questions et les hypothèses de recherche, et à présenter l’organisation de la recherche menée dans la thèse. Je terminerai cette introduction par la présentation de l’organisation générale du manuscrit.

## **1. Contexte scientifique et politique autour de la compensation écologique**

Dans cette section, je présente premièrement les réflexions scientifiques permettant de justifier la mise en place de la compensation écologique. Je retrace ensuite l’histoire de la compensation comme outil des politiques environnementales, de son introduction dans les années 1970 à sa récente remobilisation dans la gouvernance internationale. Au-delà de la nécessité de resituer la compensation écologique dans des cadres scientifiques et politiques généraux, ce contexte nous permet également d’identifier les principaux enjeux politiques qui gravitent autour de cet outil. Cette section permet également de présenter des concepts qui seront ensuite remobilisés dans les travaux de la thèse.

### **1.1. Contexte scientifique**

#### **1.1.1. La mise en évidence d’une tension entre la croissance économique et la protection de l’environnement**

Les premières alertes concernant des problèmes environnementaux majeurs ont été lancées par des scientifiques, écologues et économistes, dans les années 1960-1970. En écologie, la publication d’ouvrages très largement diffusés comme *The Silent Spring* écrit par Rachel Carson en 1962 et *Avant que Nature meure* de Jean Dorst publié en 1965, a commencé à accroître sérieusement les préoccupations environnementales dans l’intérêt public. Dans le domaine de l’économie, les questions relatives à l’épuisement des ressources naturelles et à



leurs conséquences sur la croissance économique<sup>2</sup> se sont posées dès l'avènement de l'économie comme discipline autonome<sup>3</sup> (Bontems et Rotillon, 2007). Mais ces préoccupations ont pris une toute autre ampleur dans les années 70, notamment en lien avec la parution de publications célèbres comme *The Limits To Growth* (traduit en français par *Halte à la croissance*) ou « rapport Meadows » en 1972<sup>4</sup>. Ce rapport, commandité par le Club de Rome à une équipe de chercheurs du Massachusetts Institute of Technology (MIT), a fait l'effet d'une « bombe » aussi bien dans la communauté scientifique qu'au niveau politique. Ce rapport remettait en effet sérieusement en question les modèles de développement économique suivis jusqu'alors. Les chercheurs impliqués dans ce travail soulevaient des problèmes d'incompatibilité entre les croissances économique et démographique exponentielles des années d'après-guerre, et les capacités de la Terre à pouvoir leur fournir les ressources naturelles nécessaires. Cette équipe de chercheurs défendait la thèse d'un effondrement à venir de la croissance économique en raison d'un épuisement des ressources naturelles. De cet effondrement résulterait un recul de la croissance démographique et une augmentation des inégalités sociales notamment au niveau de la répartition des richesses entre les pays du Nord et ceux du Sud. Ce rapport mettait également en évidence l'interdépendance entre les dimensions sociale, environnementale et économique. Si la composante environnementale est dégradée, les composantes économiques et sociales en pâtiront (la dégradation environnementale entraînera par exemple une baisse de la production industrielle qui entraînera à son tour une augmentation du chômage et des inégalités sociales). Ces chercheurs préconisaient alors une substitution de la *croissance* par le *développement*, soit un modèle de société visant plutôt un développement *qualitatif* basé sur des activités non polluantes et dégradantes comme la culture, l'art, l'éducation. Ils recommandaient l'atteinte d'un « équilibre de société stable » en proposant de limiter l'activité économique et la croissance démographique, et de mieux répartir les ressources et les richesses.

---

<sup>2</sup> La croissance économique se définit par la variation positive de production de biens et de services dans une économie sur une période donnée. L'indicateur le plus commun pour la mesurer est le produit intérieur brut (PIB).

<sup>3</sup> Malthus (1798), Ricardo (1817) et Jevons (1865) avaient déjà discuté des limites naturelles à la croissance au travers de cas d'étude portant sur les ressources agricoles ou sur les ressources fossiles.

<sup>4</sup> Citons également les travaux de Kenneth Boulding *The Economics of the Coming Spaceship Earth* publiés en 1966, ceux de Nicholas Georgescu-Roegen en 1971 *The Entropy Law and the Economic Process*, et ceux de Friedrich Schumacher en 1973 *Small is beautiful: a study of Economics as if people mattered* (qui a d'ailleurs introduit la notion de « capital naturel » sur laquelle nous reviendrons ultérieurement).

Par la mise en évidence des limites environnementales et de leurs conséquences économiques et sociales, le rapport Meadows remet en question les approches classiques de l'économie en matière de gestion des ressources naturelles. Par conséquent, les conclusions et la vision alarmiste du rapport Meadows n'étaient pas approuvées par la plupart des économistes *mainstream* de l'époque qui ont formulé de nombreuses critiques à son égard. Ces économistes avaient en effet une autre vision du problème de gestion des ressources naturelles.

### **1.1.2. La vision néoclassique des problèmes environnementaux : la substitution des capitaux et le progrès technique**

Deux branches de l'économie s'intéressent à l'analyse économique des problèmes posés par l'environnement : *l'économie de l'environnement* et *l'économie des ressources naturelles* (ces dernières étant définies comme l'ensemble des biens non reproductibles par l'homme) (cf. Encadré n° 1). Ces deux champs disciplinaires ont vu le jour dans les années 1970 et s'inscrivent tous deux dans les cadres analytiques de l'économie du bien-être<sup>5</sup>. Ils partagent donc l'ambition d'intégrer les problèmes environnementaux dans l'analyse économique afin de proposer des solutions permettant d'optimiser le bien-être social. Le bien-être est une fonction de l'utilité dégagée par la consommation des biens et des services disponibles (Mäler et al., 2008).

---

<sup>5</sup> La théorie du bien-être (en anglais *welfare*) constitue le cœur de l'analyse économique. Cette théorie est fondée sur la recherche de situations optimales qui permettront de maximiser le bien-être social basées sur l'optimum de Pareto. Une situation est « pareto-optimale » lorsqu'il n'est pas possible d'améliorer la situation d'un individu sans détériorer celle d'au moins un autre (Yew-Kwang, 1979).

**Encadré n° 1** : Présentation synthétique de l'économie de l'environnement et de l'économie des ressources naturelles (d'après (Bontems et Rotillon, 2003, 2007 ; Yew-Kwang, 1979) ; Vivien, 1994).

L'économie des ressources naturelles et l'économie de l'environnement ont connu des développements indépendants car ces deux branches de l'économie ne traitaient pas des problèmes environnementaux de la même façon.

L'économie de l'environnement s'intéresse aux coûts des pollutions et des dommages environnementaux qui représentent des externalités dans l'analyse économique. L'objectif de cette discipline est de trouver des outils d'aide à la prise de décision publique dans le but d'internaliser les externalités. Les outils doivent permettre de gérer les problèmes environnementaux de façon efficace (atteinte des objectifs environnementaux) et efficiente (au moindre coût).

L'économie des ressources naturelles ne tient pas compte des coûts environnementaux mais considère l'environnement comme un stock de ressources naturelles, renouvelables ou non, dont elle propose des modalités de gestion optimale dans le temps. Cette discipline s'intéresse aux conditions optimales d'exploitation et d'utilisation des ressources naturelles renouvelables (comme les poissons, l'eau) et non-renouvelables (tels que le pétrole, le cuivre) de façon à maintenir un stock optimal de ressources permettant d'assurer la production des biens et services durablement.

Des tentatives de regroupement de ces deux courants de l'économie ont été réalisées car la distinction entre elles n'est pas toujours utile et pertinente. En effet, les enjeux et de les objets de ces deux cadres d'analyse s'entrecroisent et interagissent : la pollution a des conséquences sur l'exploitation des ressources naturelles et inversement (par exemple l'exploitation du pétrole a des conséquences sur l'accroissement de l'effet de serre). Desaiques et Point (1939) ont par exemple proposé de regrouper ces deux disciplines au sein d'une *économie du patrimoine naturel*, ou plus simplement, d'une *économie de l'environnement et des ressources naturelles*.

Pour traiter du problème de gestion des ressources naturelles, les économistes assimilent les ressources naturelles à un capital nommé « capital naturel »<sup>6</sup>. Le capital naturel, au même titre que le capital humain et le capital manufacturé<sup>7</sup>, est considéré comme un facteur de production. Au travers de cette notion, l'environnement apparaît comme un stock de ressources, renouvelables ou non, qu'il convient de gérer de façon optimale dans le temps afin de maximiser le bien-être social (Vivien, 1994).

---

<sup>6</sup> La notion de « capital naturel » est utilisée en économie pour désigner les stocks limités de ressources naturelles qui sont à l'origine de la production des flux de biens et de services nécessaires au bien-être de l'homme maintenant et dans le futur (De Groot et al., 2000).

<sup>7</sup> Trois types de capitaux sont distingués en économie constituant le « stock global de capital » : le capital *naturel*, défini ci-dessus, le capital *manufacturé*, qui correspond aux biens et services provenant de la production humaine comme le développement d'infrastructures, et le capital *humain*, représenté par l'ensemble des connaissances et de savoir-faire humains (Neumayer, 2003).

Pour de nombreux économistes néoclassiques<sup>8</sup>, contrairement aux conclusions du rapport Meadows, il n'existait pas nécessairement de conflits entre la logique de développement économique et la protection de l'environnement. L'épuisement des ressources naturelles n'était alors pas considéré comme une « catastrophe » (Solow, 1974). Le problème résidait plutôt dans l'absence de prix et de marché permettant d'assurer la gestion optimale des ressources naturelles. En économie de l'environnement, les problèmes environnementaux sont appréhendés au travers du concept « d'externalités »<sup>9</sup>. En l'absence de valeur économique et de marché encadrant les biens environnementaux, les agents économiques ne peuvent considérer le coût de leur dégradation dans leur calcul économique privé (calcul coûts-bénéfices). En effet, si les ressources naturelles bénéficiaient des conditions de marché, elles seraient allouées aussi efficacement que les autres biens échangés (Solow, 1974). Le fait que les ressources naturelles soient limitées permettrait de créer *in fine* des incitations pour les individus (au travers de l'augmentation du prix de la ressource naturelle au fur et à mesure de son épuisement) à mettre en place des stratégies adaptatives innovantes pour gérer les pollutions ou les dégradations environnementales (comme le recyclage, le développement de substituts, etc.). A ce moment là, les économistes argumentaient même sur l'idée d'un développement économique qui permettrait, au contraire, d'apporter des solutions à la gestion des problèmes environnementaux en favorisant le progrès technique et les innovations technologiques (Stern, 2004).

Dans cette perspective, il était alors considéré par les économistes néo-classiques une possible substitution entre les facteurs de production. Grâce au mécanisme des prix et au progrès technique, il était possible d'assurer une croissance « durable » même dans un contexte d'épuisement de certaines ressources grâce à la substitution des capitaux (Vivien, 1994). Ainsi, même s'il est transmis aux générations futures moins de capital naturel, elles recevront en contrepartie plus de capitaux manufacturés et humains (Solow, 1999).

---

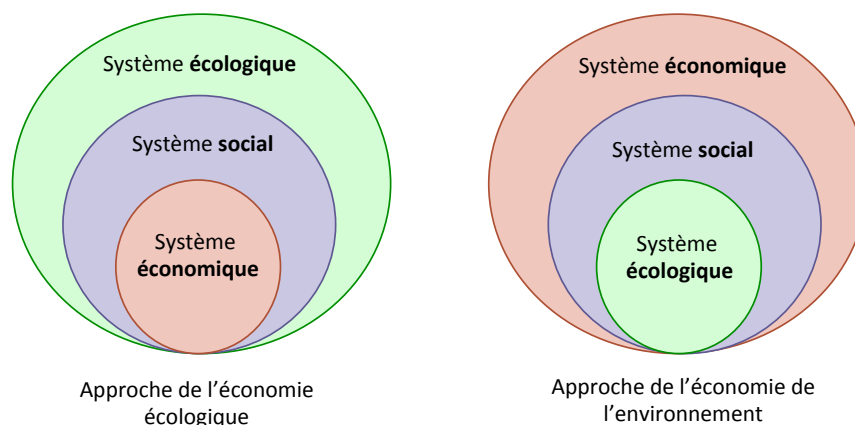
<sup>8</sup> Citons par exemple Robert Solow en 1974 avec la publication de *The Economics of Resources or the Resources of Economics*, Julian Simon en 1981 avec *The Ultimate Resource*, Grossman et Krueger avec *the Environmental Kuznets Curve* en 1991, et Bjorn Lomborg avec *The Skeptical Environmentalist* publié en 2001.

<sup>9</sup> Lorsque le comportement d'agents économiques influe sur le bien-être d'autres individus sans compensation monétaire, on parle « d'externalités ». Ces dernières peuvent être positives, dans le cas où les individus bénéficient d'avantages qu'ils n'ont pas eu à payer (par exemple le paysage), ou négatives lorsqu'ils subissent des dommages non compensés (comme la pollution et la dégradation des ressources naturelles).

### 1.1.3. La confrontation à une vision plus « écologique » des problèmes environnementaux autour de la notion de *durabilité*

Avec l'objectif de proposer une nouvelle façon d'appréhender les relations entre le système économique et l'environnement, une autre école de pensée de l'économie est venue remettre en question la façon dont l'économie standard traitait les problèmes environnementaux. Il s'agit de *l'économie écologique*<sup>10</sup> (Costanza et Daly, 1987).

L'économie écologique se distingue de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles en concevant le système économique comme un sous-ensemble du système social, lui-même étant un sous-ensemble du système écologique. Contrairement à cette approche, l'économie de l'environnement considère le système écologique comme un sous-ensemble du système social, celui-ci étant intégré dans le système économique (Figure 1).



**Figure 1.** La dualité dans les approches économiques pour considérer l'imbrication entre les systèmes écologiques, économiques et sociaux (adaptée de Diemer, 2012).

<sup>10</sup> L'économie écologique est restée en marge de l'économie de l'environnement car c'est une discipline en perpétuelle évolution et dont les contours scientifiques ne sont pas vraiment stabilisés. Celle-ci regroupe des approches théoriques très variées provenant de différentes disciplines, aussi bien en sciences sociales qu'en sciences naturelles. Mais son objectif est avant tout de faire prendre conscience aux économistes « orthodoxes » des limites et de la complexité des systèmes écologiques, et des risques et incertitudes qui les accompagnent. En ce sens, cette discipline part du principe que seule une approche interdisciplinaire entre l'économie et les sciences écologiques permettra d'analyser les problèmes environnementaux de manière satisfaisante (Spash et Ryan, 2012).

L'économie écologique est notamment venue bousculer la vision de l'économie de l'environnement au sujet de la question de la substitution des capitaux en en proposant une vision opposée. Le débat tourne autour de la notion de « durabilité », donnant naissance aux concepts de « durabilité faible » et de « durabilité forte ».

La vision néoclassique soutenue par l'économie de l'environnement orthodoxe, décrite dans la section ci-dessus, postule qu'il est possible de poursuivre la croissance économique en substituant du capital manufacturé et humain au capital naturel. On parle alors d'une condition de *durabilité faible* (Solow, 1973, 1974 ; Hartwick, 1977). Cette condition, également appelée « règle de Hartwick » (1977) ou « règle de Solow » (1986), suppose une substituabilité parfaite entre les différents types de capitaux du moment que les rentes issues de l'exploitation du capital naturel épuisable (soit non renouvelable) sont réinvesties dans des actifs reproductibles capables de se substituer, à terme, à cette ressource. Ainsi, c'est le stock global de capital qui ne doit pas diminuer, mais pas nécessairement celui de capital naturel.

Cependant, la mise en évidence des liens entre le capital naturel et le bien-être, ainsi que la prise de conscience de limites biophysiques au capital naturel, et la confiance limitée à l'égard du progrès technique, ont permis de reconsidérer cette vision de la durabilité (Lozano, 2008 ; Vivien, 1994).

Les travaux menés en économie écologique ont mis en exergue l'existence de limites à la substitution des capitaux, notamment du capital manufacturé au capital naturel. Le point de départ de ces travaux est la reconnaissance d'une contrainte de *durabilité forte* au système économique pour en assurer la durabilité dans le temps (Daly, 1990). La durabilité forte suppose que « tout » n'est pas substituable, et que c'est le capital naturel qui détermine le bien-être humain, celui-ci étant alors complémentaire des autres facteurs de production (Costanza and Daly, 1992). Dans cette perspective, le système économique est contraint par le respect de limites biophysiques du capital naturel. Les ressources naturelles doivent être utilisées sans dépasser leurs capacités de renouvellement et le capital naturel doit être maintenu dans le temps. Cette vision souligne une dimension plus écologique de la durabilité que celle adoptée par les économistes néoclassiques qui ne prend pas nécessairement en considération les processus écologiques et l'unicité de certaines composantes du capital naturel.

Deux écoles de pensée se sont constituées au sein de l'économie écologique ayant des thèses plus ou moins fortes au sujet du maintien du stock de capital naturel (Turner, 1990). Pour certains, qualifiés de « conservationnistes », l'exigence du maintien du stock de capital naturel conditionne le développement durable qui doit se solder par une limitation de la croissance économique et démographique (Diemer, 2012 ; Daly, 1994). Contrairement à la vision néoclassique de la durabilité, pour les économistes écologiques, c'est le capital naturel qui doit être durable et non la croissance économique. Ainsi, les enjeux économiques et sociaux apparaissent moindres au regard des enjeux écologiques.

Pour d'autres, qualifiés de plus « consensuels », l'enjeu principal repose davantage sur la réconciliation de la conservation de la biodiversité avec la croissance économique qu'il n'est alors pas nécessaire de remettre en question. Dans ce cadre, deux types de capitaux naturels sont distingués : celui dont la dégradation est réversible, et celui dont la dégradation est irréversible qui constitue le « capital naturel critique » (Ekins et al., 2003). Dans cette perspective, il est admis que le capital naturel et le capital manufacturé soient substituables, mais jusqu'à un certain seuil, et que des composantes du capital naturel ne peuvent trouver de substituts équivalents. Ainsi, le capital naturel critique constitue le niveau minimum de capital naturel à maintenir, et cette école de pensée suppose qu'au-dessous de certains seuils de dégradation du capital naturel, la croissance économique est compatible avec la conservation de la biodiversité (Pearce, 1988).

Afin d'établir un lien entre la biodiversité et le bien-être humain, les économistes appréhendent le capital naturel au travers de ses fonctions<sup>11</sup> qui sont ensuite traduites, pour partie, en services écosystémiques<sup>12</sup> (MEA, 2005). La prise de conscience de la dégradation

---

<sup>11</sup> Les fonctions des écosystèmes, ou fonctions écologiques, sont définies comme les processus écologiques qui contrôlent les flux d'énergie, de nutriments et de matière organique dans un environnement. Par exemple, la production primaire, le cycle des nutriments et la décomposition sont des fonctions des écosystèmes. Les services écosystémiques ne mobilisent que certaines des fonctions écologiques alors nécessaires au maintien du bien-être humain (cf. note précédente) (Cardinale et al., 2012).

<sup>12</sup> Les services écosystémiques sont définis comme les bénéfices que les hommes retirent des ressources naturelles. Le cadre conceptuel autour de cette notion a été formalisé en 2005 au travers du rapport de l'Evaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire (connu sous le nom de Millenium Ecosystem Assessment (dénommé MEA)). Le MEA propose une classification de ces services en quatre catégories : (1) les services d'approvisionnement, qui constituent les ressources renouvelables exploitables issus des écosystèmes comme le bois ; (2) les services de régulation, liés à certaines

des services écosystémiques et de ses conséquences sur le bien-être humain a modifié les perspectives des économistes au regard des problèmes environnementaux (Costanza et al., 1997 ; Daily, 1997). Pour les économistes de l'environnement, l'enjeu réside dans l'évaluation économique des services écosystémiques pour révéler la vraie valeur de l'environnement et internaliser le coût des externalités au travers d'incitations financières. En raison des difficultés dans l'évaluation économique des services écosystémiques (Heal, 2000), cette approche de la gestion des problèmes environnementaux est remise en question en économie écologique. Ces évaluations sont considérées trop imparfaites pour garantir une bonne gestion des ressources naturelles (Norgaard et Bode, 1998 ; Vatn, 2010). D'autre part, l'évaluation économique de la biodiversité ne garantit pas le respect de la contrainte de durabilité forte dans des conditions d'irréversibilité et de fortes incertitudes qui pèsent sur l'évolution du capital naturel et sur les seuils minima nécessaires au maintien du bien-être humain (Levrel, 2012). Les économistes écologiques préconisent la mise en place d'institutions basée sur un principe de précaution interdisant la perte nette de capital naturel (Perrings, 1991).

Plus récemment, deux travaux scientifiques très médiatisés ont renforcé la nécessité d'adopter une vision plus « économique » de la biodiversité. Il s'agit des rapports du « Millenium Ecosystem Assessment (MEA) » (l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire) et de « The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) » (l'économie des écosystèmes et de la biodiversité) respectivement publiés en 2005 et 2007. Avec l'idée que « *we don't care what we don't value* » (Pearce, 2007) et que « *we are running down our natural capital stock without understanding the value of what we are losing* » (déclaré par Pavan Sukhdev, directeur du projet TEEB, au sujet de la biodiversité), ces rapports avaient pour objectif d'attirer l'attention sur l'importance de l'évaluation économique de la biodiversité pour en assurer la préservation. Ces rapports mettaient en évidence les bénéfices économiques globaux que pouvaient représenter la biodiversité et les coûts inhérents à sa perte (TEEB, 2010). Il était par exemple estimé une perte annuelle d'une valeur de 50 milliards d'euros entre 2000 et 2050 correspondant aux pertes d'utilité résultant de la dégradation de la biodiversité et des services écosystémiques (TEEB, 2009). Ces rapports ont marqué un

---

fonctions écologiques telles que la régulation du climat ; (3) les services de support, qui constituent les fonctions écologiques de base nécessaires à la formation des autres services comme la formation des sols ; et (4) les services culturels qui représentent la dimension récréative, esthétique, spirituelle et éducative de la biodiversité, comme par exemple les activités de nature (MEA, 2005).



tournant dans la problématisation scientifique des questions relatives à la conservation de la biodiversité en formalisant une vision de la biodiversité au travers de ses « services écosystémiques », et de sa conservation au moyen d'approches économiques permettant l'internalisation des externalités environnementales et la création d'incitations économiques (Spash, 2015 ; Sullivan, 2011). Ces initiatives ont eu des retombées internationales. A l'échelle française, ces travaux ont conduit à la mise en place d'une étude, connu sous le nom du « rapport du CAS », visant à dresser un état des connaissances scientifiques sur les questions d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques. L'objectif était d'apporter une estimation des valeurs économiques de la biodiversité et des services écosystémiques en vue de fournir des « valeurs de références » utilisables dans les évaluations économiques (Chevassus-au-louis et al., 2009).

Ainsi, le cadre scientifique général de la compensation écologique est celui d'une prise de conscience d'une tension entre le développement économique et la conservation de la biodiversité. Face à cette tension, deux approches différentes se sont constituées pour traiter des problèmes environnementaux avec des visions plus ou moins « écologiques » du système économique. Le principe de la compensation écologique peut trouver ses fondements dans l'approche développée par l'économie écologique en visant le maintien d'un stock de capital naturel. En autorisant la substitution de capital naturel par du capital naturel, la compensation écologique répond néanmoins à l'approche « plus consensuelle » développée par les économistes écologiques qui autorise un développement économique du moment que les pertes écologiques sont compensées. Pour les autres tenants de l'économie écologique, qualifiés de « conservationnistes », cette question de la substituabilité du capital naturel pose problème. En effet, certains chercheurs soulignent des limites à la substitution du capital naturel par du capital naturel, ce qui pose alors des limites au principe de la compensation. (Stern, 1997 ; Spash, 2015). Je ne détaille pas davantage ces éléments ici car ils font l'objet d'une analyse spécifique dans un des chapitres de la thèse (chapitre 1).

La compensation écologique a donc un intérêt théorique, trouvant une justification dans les cadres d'analyse de l'économie. L'enjeu réside ensuite dans l'application *politique* de cet outil. La faiblesse des institutions est souvent mentionnée comme une des principales limites dans la gestion des problèmes environnementaux (Gómez-Baggethun et al., 2010). Le choix des mécanismes de régulation environnementale est alors primordial (cf. Encadré n°2). La mise en pratique de la compensation relève donc d'un enjeu politique.

**Encadré n° 2 :** Les instruments de régulation dans les politiques environnementales (d'après (Gustafsson, 1998 ; Salles et Thoyer, 2011)).

La régulation environnementale peut mobiliser deux types d'approches : l'approche réglementaire, communément nommée par sa terminologie anglo-saxonne « *command and control* », et l'approche économique.

L'approche réglementaire repose sur des approches qualifiées de « contraignantes » car elles réglementent les comportements des individus par le biais d'interdictions et de demandes d'autorisation légales, et par l'instauration de normes ou d'objectifs en termes de qualité environnementale, de rejet ou d'utilisation de matière ou de procédés polluants. Ces mesures sont assorties de sanctions en cas de non respect des règles. Il s'agit par exemple de la mise en place de statuts de protection, de niveaux de rejet de polluants, ou de quotas de prélèvement de ressources naturelles.

L'approche économique repose sur des mécanismes incitatifs. Il s'agit des systèmes de taxes, de paiements, de subventions, et des systèmes de quotas ou de permis échangeables, alors qualifiés de *mécanismes de marché*. Ces instruments engagent, et reposent sur, l'intérêt économique des agents. Ces mécanismes agissent sur le comportement des individus en modifiant leur décision par l'introduction d'une incitation économique liée à leurs activités utilisant la biodiversité. Si les dégradations environnementales représentent des coûts pour les agents privés, il est attendu que ces coûts incitent les individus à modifier leur projet, certes à des fins économiques, mais permettant *in fine* de limiter les impacts sur l'environnement.

## 1.2. Contexte politique

### 1.2.1. La première apparition de la compensation écologique

La médiatisation de catastrophes écologiques majeures comme le trou dans la couche d'ozone et l'effet de serre, ainsi que les travaux scientifiques mentionnés auparavant, ont favorisé la montée en puissance des préoccupations environnementales dans la société civile. Des mouvements écologistes ont émergé dans les années 1970, dont certains se sont structurés en associations de défense de l'environnement comme les ONG environnementales (citons par exemple Greenpeace et le World Wildlife Fund qui ont été créés en 1971). Cette prise de conscience publique et le poids des ONG ont conduit à la mise en place d'institutions politiques et de législations en faveur de la protection de l'environnement à l'échelle nationale et internationale (Charvolin, 2003).

A l'échelle internationale, le succès du rapport Meadows tient également au fait qu'il a coïncidé avec la première conférence des Nations Unies pour l'environnement et le

développement qui s'est tenue à Stockholm en 1972. Au niveau politique, cette conférence marque la première prise de conscience mondiale et collective des problèmes écologiques. Suite à cette conférence, le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) a été mis en place en 1973 initiant les rencontres décennales des dirigeants mondiaux pour faire le bilan sur l'état de la Terre qualifiées de « Sommet de la Terre ».

A l'échelle nationale, les premières législations environnementales mentionnant le principe de compensation dans les obligations rattachées à la protection de l'environnement ont été mises en place dans les années 1970 dans différents pays industrialisés. Par exemple en France, ces obligations sont mentionnées dans le cadre de la Loi sur la Protection de la Nature établie en 1976. Aux Etats-Unis, c'est au travers de la section 404 du « Clean Water Act (CWA) » mise en place en 1972 et révisée en 1977<sup>13</sup> et de « l'Endangered Species Act » voté en 1973. En Allemagne, c'est la loi fédérale sur la conservation de la nature mise en place en 1976 qui prévoit des obligations de compensation<sup>14</sup>. Ces législations environnementales visaient la protection de l'environnement mais aussi la réparation des dommages environnementaux.

En France, les obligations de compensation étaient mentionnées dans le régime des études d'impacts<sup>15</sup>. Ce cadre prévoit que dans le cas d'aménagements ou d'ouvrages susceptibles de porter atteinte à l'environnement, les maîtres d'ouvrage (que nous appellerons dans la suite du texte « aménageurs ») doivent faire une demande d'autorisation auprès d'une autorité compétente pour réaliser leur projet. Pour cela, les aménageurs doivent présenter un dossier incluant une étude de l'état initial du site et des dommages environnementaux potentiels, appelée « étude d'impact environnemental ». Dès lors, l'étude d'impact devait également mentionner les mesures envisagées par l'aménageur pour « supprimer, réduire, et, si possible, compenser les conséquences dommageables pour l'environnement » (article L. 122-3 du code de l'environnement). Les compensations étaient dès lors mentionnées dans une séquence

---

<sup>13</sup> cette loi a été rebaptisée en 1977 mais elle provient à l'origine d'un amendement fait en 1972 à la « Federal Water Pollution Control Act » (Hough et Robertson, 2009).

<sup>14</sup> D'autres pays ont ensuite introduit des obligations de compensation dans leur cadre réglementaire mais plus tard dans les années 80-90. Par exemple, en Australie en 1999 au travers de la loi sur la protection de l'environnement et la conservation de la biodiversité, et de la réglementation du Queensland sur la gestion de la végétation, et au Canada en 1986 dans le cadre d'une loi sur la gestion des habitats des poissons (McKenney et Kiesecker, 2010).

<sup>15</sup> D'après le décret d'application du 12 octobre 1977 (décret n°77-1141) pris pour l'application de l'article 2 du code de l'environnement du 10 juillet 1976.

d'atténuation visant à d'avord Eviter, puis Réduire, et enfin Compenser les impacts résiduels des projets d'aménagement sur la biodiversité, appelée « séquence ERC ».

La compensation écologique peut trouver son fondement dans le principe pollueur-payeur<sup>16</sup>. Dans cette perspective, même si la compensation apparaît théoriquement comme la dernière étape de la séquence ERC, il est attendu théoriquement que les coûts de la compensation aient une visée incitative en permettant aux aménageurs de décider de la répartition de leur effort entre les étapes d'évitement, de réduction et de compensation des impacts, sur la base de leurs coûts respectifs. Les étapes d'évitement et de réduction des impacts sur la biodiversité seront alors privilégiées tant que le coût de la compensation leur sera supérieur.

Cependant, cette analyse n'a du sens dans la pratique que dans le cas où le contrôle administratif de l'application de la séquence ERC est défaillant. En effet, dans le respect de la séquence ERC, la compensation ne devrait être mobilisée qu'en dernier recours après que les aménageurs aient fait le maximum d'efforts pour éviter et réduire leurs impacts, indépendamment des contraintes de coûts. Il s'avère néanmoins qu'au moment de son introduction dans les années 70, la séquence ERC n'était pas appliquée en raison d'études d'impact trop lacunaires et d'un manque de contrôles administratifs (DIREN PACA, 2008 ; Quétier, Regnery et Levrel, 2014).

Ainsi, en raison de défaillances dans l'application des réglementations environnementales, cette séquence n'avait pas un caractère incitatif permettant d'internaliser les externalités négatives. Ces défaillances provenaient d'une absence de suivis, de contrôles et de sanctions prévus par les autorités à cet effet (Untermaier, 2008 ; Jacob et al., 2014). Les agents économiques ne recevaient alors pas les incitations nécessaires à la prise en compte des coûts environnementaux de leur activité.

---

<sup>16</sup> Le principe pollueur-payeur, adopté comme principe fondateur de l'OCDE en 1972, consiste à faire prendre compte aux agents économiques les coûts des externalités négatives de leur activité. Ce principe a été développé par l'économiste Arthur Cecil Pigou (1920).

### **1.2.2. La relance du principe de la compensation par le mécanisme des banques de compensation aux Etats-Unis**

Les premières compensations ont majoritairement été mises en oeuvre aux Etats-Unis dans les années 70. Elles étaient mobilisées dans le cadre d'un système de permis individuel pour lequel l'aménageur devait faire une demande à une autorité environnementale (the US Army Corps of Engineers, que nous nommons par la suite l'USACE) afin de pouvoir réaliser son projet d'aménagement sur des zones humides encadrées par la législation de la section 404 du Clean Water Act (CWA). Les permis étaient donnés à la condition qu'il y ait une compensation écologique prévue des impacts. L'aménageur était alors responsable de la mise en oeuvre de ses compensations (Robertson et Hayden, 2008). Ce système de compensation à la demande est appelé « permittee responsible mitigation » (PRM) aux Etats-Unis. Comme en France, les obligations de compensation étaient incluses dans une séquence d'atténuation visant à d'abord considérer l'évitement et la réduction des impacts avant leur compensation ; dans le contexte américain cette séquence est nommée « mitigation hierarchy », (Gardner, 2011). Les compensations écologiques étaient principalement mises en oeuvre au travers d'actions de création ou de restauration des zones humides (Robertson et Hayden, 2008).

Les premiers rapports d'évaluation des compensations réalisés à la fin des années 80 par le gouvernement américain ont mis en évidence des défaillances dans l'application des compensations, et plus largement de la séquence d'atténuation (GAO, 1988). L'USACE, en charge de faire appliquer cette réglementation, était particulièrement critiqué pour sa propension à délivrer des permis sans porter de réelle attention à la mise en oeuvre des compensations écologiques. Aucun permis demandé pour la construction de projets n'était refusé, que les compensations prévues soient réalisées ou non (Gardner, 2011). Lorsqu'elles étaient effectivement réalisées, les compensations n'étaient souvent pas conformes à celles prévues dans les permis (Robertson et Hayden, 2008). D'autre part, de nombreuses études scientifiques ont pointé le manque d'efficacité écologique des actions de restauration écologique réalisées (Erwin, 1991 ; NRC, 2001). Par exemple, les actions écologiques résultaient souvent en de petites actions de restauration isolées et non intégrées à des projets de conservation plus vastes (Race, 1985). Leur résultat écologique était alors très limité (Zedler, 1996). Enfin, il était mentionné que ce système de compensation engendrait des pertes intermédiaires de biodiversité en raison du décalage temporel entre la mise en oeuvre des compensations et les impacts effectifs du projet (Race et Fonseca, 1996 ; Race, 1985).

Plus généralement, les agences de contrôle étaient accusées de délivrer des permis sur la base de futures compensations qui ne permettaient finalement pas de compenser les pertes écologiques provenant des projets de développement (GAO, 2005). Les défaillances relatives à l'application des compensations, et plus largement de la « mitigation hierarchy », résultaient de coûts de contrôle et de suivi trop importants pour le régulateur (Hough et Robertson, 2009). Ainsi, comme en France, les compensations et la séquence d'atténuation ne permettaient pas d'internaliser les externalités négatives, ni d'inciter les aménageurs à prendre en considération les coûts des dégradations environnementales.

Suite à ces rapports critiques sur la gestion des compensations par les agences américaines et à la pression des ONG environnementales, l'application des réglementations environnementales sur les zones humides s'est peu à peu renforcée aux Etats-Unis dans les années 90. L'instauration de la norme de « No Net Loss (NNL) » des zones humides dans la politique environnementale américaine a fortement contribué à ce renforcement réglementaire. Le concept de NNL a été introduit comme un objectif de la politique environnementale en 1988 par le Vice-Président Georges H.W. Bush à l'occasion de sa campagne à la présidentielle (Hough et Robertson, 2009). Au travers de ce slogan promu par l'administration Bush, les exigences relatives à l'application des compensations sont devenues de plus en plus pressantes.

En réponse à ces pressions, un mouvement associant les politiques et les industriels, qualifié « d'anti-environnementalisme »<sup>17</sup>, a conduit à la mise en place des premières banques de compensation aux Etats-Unis au début des années 90 (Bonneuil, 2015). Afin de permettre plus de flexibilité aux aménageurs dans l'application de la réglementation concernant les zones humides, alors devenue plus contraignante, l'administration Reagan a relancé les compensations au travers de ce mécanisme appelées « mitigation bank » aux Etats-Unis

---

<sup>17</sup> Ce mouvement est qualifié dans l'histoire des politiques environnementales « Environmental backlash » ou « Anti-environmentalism ». Il désigne un mouvement politique et industriel anti-écologiste mis en place aux Etats-Unis dans les années 70-80 sous l'ère Reagan en opposition aux mouvements écologistes grandissants. L'anti-écologisme discrédite la catastrophe sociale liée à la crise écologique basé sur des raisonnements d'économie de l'environnement (résolution des problèmes environnementaux par l'innovation et le progrès technique, par la mise en place de systèmes marchands). Ce mouvement marque aux Etats-Unis la montée d'un environnementalisme libéral qui s'est traduit par la mise en place de marchés environnementaux en réponse aux pressions grandissantes de la part des ONG environnementales et des scientifiques (Bonneuil, 2015).

(Boisvert, Méral et Froger, 2013 ; Robertson et Hayden, 2008). Ce mécanisme innovant permettait aux aménageurs de s'acquitter de leurs obligations de compensation, et ainsi d'être en conformité avec la législation environnementale, en achetant simplement des « crédits de biodiversité » à des banques de compensation proposant des crédits équivalents à leurs impacts. Les banques de compensation étaient mises en place par des tiers, des opérateurs de compensation, au travers d'actions de restauration réalisées indépendamment d'impacts sur la biodiversité. Les gains écologiques apportés par ces actions constituaient des crédits de compensation échangeables avec les aménageurs au titre de compensations. Ainsi, la réalisation, la gestion et la responsabilité rattachées aux compensations écologiques étaient prises en charge par un opérateur indépendant, ce qui facilitait leur mise en œuvre pour les aménageurs. Le système de banques de compensation a connu un important succès aux Etats-Unis dans les années 90. En 1993, au moment où les autorités fédérales coordonnaient leur stratégie, le Clinton Wetland Plan a défini les banques de compensation comme « l'outil approprié » pour mettre en œuvre la politique de NNL aussi bien sur des justifications budgétaires qu'écologiques (Géniaux, 2002). L'institutionnalisation du « no net loss » dans la réglementation environnementale est considérée comme le catalyseur du succès des banques de compensation (Robertson, 2000).

Le système de banques de compensation était supposé être plus efficient que le système de compensation classique de PRM. En effet, il était attendu que le système de banques permette de faire face aux défaillances écologiques mises en évidence dans le système de permis individuels : (1) en anticipant les compensations pour éviter des pertes de biodiversité intermédiaires, (2) en menant des actions de restauration de plus grande ampleur et en les intégrant à des projets de conservation plus vastes, et (3) en permettant une meilleure effectivité et efficacité des mesures de compensation du fait d'un contrôle administratif plus important (Scemama et Levrel, 2014 ; White, 2008). Ce système permettait en effet de réduire considérablement les coûts de gestion, de suivi et de contrôle des compensations par les autorités garantissant, en principe, une meilleure application de la réglementation (Hough et Robertson, 2009).

Le deuxième événement politique qui a contribué au succès des banques de compensation est la publication par l'USACE en 1995 de règles rattachées à l'établissement, l'utilisation et le fonctionnement des banques de compensation (USACE, 1995). Dès lors, les banques de compensation sont institutionnalisées dans la législation américaine comme un moyen de

mise en œuvre des compensations écologiques. Au départ mis en œuvre dans le cadre de la réglementation sur les zones humides alors appelées « *wetland mitigation bank* », le système de banques s'est ensuite étendu à la compensation d'impacts sur des habitats et des espèces protégés par d'autres législations comme l'Endangered Species Act. Ce système est appelé « *species banking* » ou « *habitat banking* » selon qu'il s'agisse d'espèces ou d'habitats. Le système de banques de compensation est devenu en 2008 le moyen « préféré »<sup>18</sup> par les agences fédérales pour mettre en œuvre les compensations (USACE et EPA, 2008). Bien ancré aux Etats-Unis depuis les années 90, le système de banques de compensation s'est ensuite internationalisé dans les années 2000 en réponse aux engagements internationaux pris par les gouvernements.

### **1.2.3. L'internationalisation et le succès politique du principe de la compensation écologique dans le sillage du « développement durable »**

Sur le plan international, la reconnaissance scientifique de la crise écologique et de son ampleur a joué le rôle de catalyseur dans la mise en place d'une gouvernance environnementale globale. En effet, en dépit des premières préoccupations environnementales initiées dans les années 1960-1970, la prise de conscience collective sur l'état de l'environnement et sur la nécessité d'agir sont vraiment devenues majeures dans les années 1980, dès lors que la notion de « crise écologique »<sup>19</sup> a cristallisé dans la sphère scientifique (Devictor, 2015). Dès le départ, les scientifiques soulignaient en effet que, loin d'être une crise à prendre à la légère, cette crise écologique était majeure puisqu'elle s'apparentait aux grandes crises d'extinction massive du vivant éprouvées auparavant dans l'histoire de la Terre. Cette crise a été qualifiée de « 6<sup>e</sup> crise d'extinction »<sup>20</sup> dans les années 1980 et sera

---

<sup>18</sup> Cela signifie que les aménageurs doivent en priorité faire appel aux banques de compensation pour réaliser leurs compensations sinon, ils doivent en justifier les raisons (par exemple l'absence de banques de compensation offrant des crédits de biodiversité équivalents à leurs impacts).

<sup>19</sup> Le terme de « diversité biologique en crise » a été mentionné pour la première fois en écologie scientifique dans deux publications majeures : *Conservation Biology : An Evolutionary-Ecological Perspective* écrit par Michael Soulé et Bruce Wilcox en 1980, et *The Biological Diversity Crisis* publié par Edward Wilson en 1985.

<sup>20</sup> Les paléontologues caractérisent une extinction massive du vivant lorsque plus des trois-quarts des espèces présentes sur Terre sont perdues dans des intervalles de temps géologiques relativement courts (Barnosky et al., 2011). Certains scientifiques datent l'origine de cette crise à il y a environ 2,5 millions d'années avec l'arrivée des premiers individus du genre *Homo*, alors que pour d'autres, cette crise trouverait plutôt son origine il y a 10 000 ans avec le développement massif de l'espèce humaine (Rockström et al., 2009).



régulièrement décrite comme telle dans la littérature scientifique (Wilson, 1985 ; Barnosky, 2011). C'est d'ailleurs dans ce contexte d'une reconnaissance de *crise* que la notion de « biodiversité » va naître au sein de la communauté scientifique<sup>21</sup>. L'impact de l'Homme sur la biosphère était devenu tel, qu'il en était « une force géologique » capable d'en transformer les équilibres planétaires (Chapin et al., 2000). Des scientifiques ont même proposé de définir une nouvelle ère géologique révélant cette influence de l'Homme sur la Terre sous le nom « d'Anthropocène »<sup>22</sup> (Crutzen et Stoermer, 2000 ; Steffen, Persson, et al., 2011). Les travaux scientifiques mettaient particulièrement en évidence les conséquences écologiques causées par la destruction des écosystèmes, devenue la principale cause d'érosion de la biodiversité à l'échelle planétaire (Barnosky et al., 2012). Dans les pays industrialisés, c'est l'artificialisation des milieux naturels qui était pointée du doigt comme étant le principal responsable de l'érosion de la biodiversité (Pimm et al., 1995; Balmford & Bond, 2005).

Le Sommet de la Terre qui marque vraiment le tournant dans la prise en compte *politique* du problème de la crise écologique est celui organisé en 1992 à Rio de Janeiro. La Convention pour la Diversité Biologique (CDB)<sup>23</sup> qui en résulte permet d'institutionnaliser la conservation de la nature comme un enjeu international majeur. Cette conférence internationale a également popularisé et propulsé les notions de « biodiversité » et de « développement durable » dans les sphères politiques et scientifiques (Boisvert et Vivien, 2006). La définition de la *biodiversité* communément utilisée aujourd'hui trouve son origine

---

<sup>21</sup> Ce terme est un néologisme créé à partir de la contraction de « Biological Diversity » (utilisé notamment par Raymond Dasman dès 1968) dont la naissance revient à Walter Rosen en 1986 à l'occasion du « National Forum on BioDiversity » organisé par le Conseil national de la recherche des Etats-Unis, le National Research Council (NRC). La notion de « Biodiversité » apparaît pour la première fois dans une publication scientifique en 1988 lors de la rédaction du compte-rendu de ce forum par Edward O. Wilson sous le titre de « Biodiversity » (Blandin, 2007).

<sup>22</sup> Le terme « Anthropocène » est utilisé pour désigner l'avènement dans l'histoire de la Terre d'une nouvelle ère géologique dominée par « l'*anthropos* », l'être humain. Cette nouvelle époque succédant à l'Holocène aurait débuté à la fin du 18<sup>e</sup> siècle avec la révolution industrielle marquée par un effondrement brutal de la biodiversité (Steffen, Grinevald, et al., 2011). Cette notion a été popularisée à la fin du 20<sup>e</sup> siècle par Paul Crutzen, prix Nobel de chimie en 1995, mais elle ne fait toutefois pas l'unanimité au sein de la communauté scientifique des géologues. Au-delà de ce débat, l'utilisation de ce concept se répand de plus en plus dans la communauté scientifique notamment dans le domaine de la conservation de la biodiversité pour qualifier l'impact majeur de l'Homme sur la Terre.

<sup>23</sup> La Convention sur la Diversité Biologique (CDB) est un traité international adopté par 168 pays (sur 194 membres) à l'occasion du Sommet de la Terre organisé à Rio de Janeiro en 1992 par les Nations Unies pour le Développement Durable. La CDB représente la première initiative collective politique à l'échelle mondiale pour la conservation de la biodiversité.

dans la CDB qui la définit comme : « la variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques, et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces (diversité génétique), entre les espèces (diversité spécifique), et des écosystèmes (diversité écosystémique) » (CDB, Article 2).

Concernant la notion de « développement durable », le rapport Meadows en avait déjà posé les jalons en 1972 en mettant en évidence les interactions qui existaient entre les dimensions sociales, économiques et écologiques, qui en constituent les *trois piliers*<sup>24</sup>. Le terme de « sustainable development » traduit en français par « développement durable » (ou « développement soutenable ») a néanmoins fait sa première apparition internationale en 1980 à l'occasion de la définition d'une Stratégie mondiale de la conservation dont l'intitulé était « la conservation des ressources vivantes au service du développement durable ». Dans ce contexte, la notion de développement durable (DD) visait à dépasser les traditionnels conflits et oppositions entre les enjeux de conservation de la biodiversité et de développement économique (Vivien, 2002). Cette stratégie mondiale avait pour but de contribuer à l'avènement du DD dans la gouvernance environnementale internationale (Blandin, 2007). Mais le concept du DD a vraiment été formalisé en 1987 dans le « rapport Brundtland » publié par la Commission mondiale pour l'environnement et le développement (CMED) présidée par Gro Harlem Brundtland. Ce sont d'ailleurs les rédacteurs du rapport Brundtland qui ont été à l'initiative de cette conférence des Nations Unies, ce qui peut expliquer le succès du « développement durable » à cette occasion. Comme défini dans le rapport Brundtland, le modèle du DD ne remettait pas en cause le modèle économique dominant mais au contraire, il visait « une nouvelle ère de croissance économique s'appuyant sur des politiques qui protégeraient voire mettraient en valeur la base de ses ressources » (WCED, 1987). Ainsi, en dépit de la médiatisation des travaux du Club de Rome, ce modèle préconisait toujours une

---

<sup>24</sup> Il est important de mentionner qu'une première formalisation autour des idées de soutenabilité avait déjà été proposée dans les années 1970 par Ignacy Sachs avec la notion « d'écodéveloppement ». L'écodéveloppement envisageait un développement des populations par elles-mêmes, utilisant « au mieux » les ressources naturelles et s'adaptant aux capacités environnementales locales (Sachs, 1978). L'écodéveloppement s'intéressait davantage, au départ, au développement rural des pays du Tiers-Monde. Ce concept a ensuite été proposé lors du 1<sup>er</sup> Sommet de la Terre à Stockholm en 1972, mais en raison des critiques trop fortes du libéralisme économique qu'il supposait, les politiques américains ont préféré le concept de « développement durable » à celui d'écodéveloppement (Veyret, 2004). Ce concept a alors connu un succès bien moindre que celui du développement durable qui a finalement été imposé et diffusé par les politiques (Diemer, 2012).

croissance économique, ce qui faisait alors l'objet de nombreuses contestations scientifiques, notamment par les défenseurs d'une « décroissance » (Brunel, 2004 ; Latouche, 2006). Suite au Sommet de 1992, la communauté internationale a fait du « développement durable » un objectif global, voire une injonction politique. Un programme d'actions international est adopté par les Parties, soit les 178 chefs d'Etats présents à Rio, appelé « Agenda 21 », pour définir les actions à mettre en œuvre pour le DD. L'utilisation des mécanismes d'incitation économique pour répondre aux défis du DD est prônée à l'occasion de ce sommet. Mais concrètement, à ce moment là, le développement durable représente plus un discours rhétorique qu'une réelle ambition politique (Aubertin et Vivien, 2006 ; Brunel, 2010).

En 2002, lors du 3<sup>e</sup> sommet de la Terre organisé à Johannesburg, les 168 Parties membres de la CDB prennent l'engagement de « parvenir d'ici à 2010 à une réduction significative du rythme actuel d'appauvrissement de la biodiversité aux niveaux mondial, régional et national à titre de contribution à l'atténuation de la pauvreté et au profit de toutes les formes de vie sur Terre » (CDB, 2002). Au niveau européen, cet engagement se traduit par un objectif encore plus ambitieux qui est de « stopper l'érosion de la biodiversité d'ici à 2010 ». En France, cet objectif ambitieux devient une priorité repris dans la Stratégie Nationale pour la Biodiversité élaborée en 2004, et poursuivi par le Grenelle de l'environnement mis en place en 2009.

Cependant, à l'occasion de la 10<sup>e</sup> Conférence des Parties de la CDB qui s'est déroulée à Nagoya en 2010, les gouvernements ont été forcés de constater l'échec de leur engagement pris en 2002 quant à l'objectif de stopper le taux d'érosion de la biodiversité en 2010. Le bilan réalisé par Birdlife International était sans équivoque : la biodiversité continuait de décliner et à des taux de plus en plus alarmants (Birdlife International, 2010). Les études scientifiques le confirmaient : tous les indicateurs de biodiversité étaient dans le « rouge » et le taux d'érosion de la biodiversité avait déjà largement dépassé les seuils d'irréversibilité (Butchart et al., 2010 ; Rockström et al., 2009). A l'occasion de ce sommet, les gouvernements ont alors réaffirmé leur engagement à stopper l'érosion de la biodiversité, mais en repoussant l'échéance à 2020. A l'occasion de la conférence de Nagoya, les Parties ont adopté un nouveau Plan Stratégique pour la Biodiversité pour la période 2011-2020 également appelé « Objectif d'Aichi » afin de stopper la perte de biodiversité. A l'échelle européenne, l'application des objectifs d'Aichi a conduit la Commission Européenne à s'engager, au travers de sa stratégie pour la biodiversité, à « *assurer l'absence de perte nette de la biodiversité et des services écosystémiques à 2020 [...] notamment au travers de mécanismes*

*de compensation* » (Target 2, Action 7, (European Commission, 2011)). Dans l'objectif 2, la Commission Européenne s'est également engagée à « *maintenir et améliorer les écosystèmes et leurs services en établissant des infrastructures vertes et en restaurant au moins 15% des écosystèmes dégradés* », objectif pour lequel la compensation représente également une opportunité.

Les principales causes identifiées pour expliquer l'échec des premiers engagements pris par les Parties en 2002 étaient le manque de moyens alloués à la conservation de la biodiversité et le manque de connaissances sur l'objet complexe et empli d'incertitudes que représente la biodiversité (Barbault, 2012). Un groupe d'experts mobilisé à la demande du Secrétariat de la CDB avait estimé que le Fonds pour l'environnement mondial devait investir entre 42 et 88 milliards de dollars pour atteindre les objectifs pris par les Parties de la CDB à l'horizon 2020 (CDB, 2012). Une équipe de chercheurs a évalué à plus de 65 milliard de dollars par an l'investissement nécessaire pour atteindre les objectifs de la CDB uniquement pour le groupe des oiseaux (en protégeant leurs habitats les plus importants) (McCarthy et al., 2012).

Derrière la volonté de développer des mécanismes incitatifs pour faire appliquer les obligations réglementaires et afin de lever de nouvelles sources de financement pour la conservation, les mécanismes de banques de compensation ont connu un important succès. Dans l'idée d'une stratégie gagnant-gagnant, ces mécanismes permettent d'inciter des acteurs privés à investir dans des actions d'intérêt général pour des raisons économiques. Dans la promotion de ces mécanismes à l'échelle internationale, le rôle d'organisations comme l'OCDE et le Business and Biodiversity Offset Programme (BBOP)<sup>25</sup> est majeur (Hrabanski, 2015). En 2011, 45 programmes actifs de banques de compensation et 27 en développement sont dénombrés à l'échelle internationale (Masden et al., 2011). La majorité des programmes actifs se trouve dans les pays anglo-saxons avec en tête les Etats-Unis (13 actifs et 3 en développement) et l'Australie (12 actifs et 3 en développement). Aux Etats-Unis, entre 1996 et 2010, le nombre de banques de compensation est passé de 50 à 798, ce système

---

<sup>25</sup> Le BBOP est une ONG internationale animée par deux ONG qui sont Forest Trends et Wildlife Conservation Society. Le BBOP rassemble près de 80 acteurs provenant des sphères politiques, gouvernementales, privées, financières, scientifiques et du monde de la conservation. L'objectif du BBOP est de promouvoir l'utilisation des mécanismes de compensation à l'échelle internationale et d'en diffuser des principes et des bonnes pratiques (Hrabanski, 2015). Il représente aujourd'hui la seule organisation internationale reconnue pour l'établissement de règles et de standards au regard des compensations de biodiversité.

représentant en 2011 un chiffre d'affaire annuel compris entre 2,4 et 4 milliards de dollars (Masden et al., 2011). Les pays européens, encore au stade de l'expérimentation de ces mécanismes, sont plus réservés quant au développement des mécanismes de banques de compensation. Toutefois, ces mécanismes sont amenés à fortement se développer en Europe et notamment en France dans le cadre du projet de loi sur la biodiversité en préparation qui prévoit d'institutionnaliser ce mécanisme.

Ainsi, le récent engouement politique pour la compensation n'est que le reflet du succès politique du développement durable vingt ans plus tôt et de l'économie verte plus récemment. Il a en effet souvent été reproché au modèle du DD d'être trop vague et seulement théorique et de ne pas trouver d'application concrète (Lozano, 2008). En cela, la compensation représente un outil pour mettre en pratique la logique de ce modèle qui prône notamment l'utilisation des mécanismes d'incitation économique et les stratégies gagnant-gagnant.

Mais au-delà de la volonté d'une « matérialisation » de la logique du développement durable, la remobilisation du concept de la compensation dans la gouvernance internationale répond également à des motivations politiques plus pragmatiques. Dans un contexte de crise écologique, mais aussi économique, le mécanisme de la compensation écologique est également apparu comme un moyen pour les gouvernements d'atteindre les objectifs écologiques visés dans les engagements internationaux sans mobiliser des fonds publics. En effet, appliquée dans le cadre du principe pollueur-payeur, la logique de la compensation permet aux pouvoirs publics de transférer aux pollueurs les coûts de mise en conformité avec les objectifs internationaux. Dans cette perspective, la restauration écologique tient une place privilégiée dans les actions compensatoires afin d'atteindre également les engagements internationaux qui lui sont donnés. La restauration écologique est d'ailleurs considérée comme étant l'outil à « l'interface entre l'écologie de la conservation et le développement durable » (Clewel & Aronson, 2006).

La description des contextes scientifiques et politiques généraux autour de la compensation nous a permis d'identifier les attentes politiques autour de l'utilisation de cet outil dans les politiques publiques. Nous allons maintenant nous intéresser plus précisément à la situation de la compensation en France.

### **1.3. La compensation écologique dans le contexte français**

A l'échelle de la France, suite aux engagements internationaux, une stratégie nationale pour la biodiversité a été définie pour la période 2011-2020 déclinée autour de 20 objectifs, dont la compensation est intégrée au niveau de l'objectif 11 visant à « maîtriser les pressions sur la biodiversité » (MEDDE-SNB, 2011).

Au cours de ces trente dernières années, le champ d'application des obligations réglementaires encadrant la compensation écologique n'a cessé d'être élargi. Celles-ci sont requises dans le cadre du code de l'environnement<sup>26</sup>, du code forestier<sup>27</sup>, du code de l'urbanisme<sup>28</sup>, et du code de l'expropriation<sup>29</sup>. Au titre du code de l'environnement, la séquence ERC s'applique aux impacts sur les milieux naturels et espèces protégés par des textes réglementaires. Il s'agit des sites Natura 2000, des espèces et de leurs habitats protégés par des directives nationales et/ou européennes (Directives Habitats et Oiseaux), des milieux aquatiques protégés au titre de la loi sur l'eau, et des continuités et des corridors écologiques intégrés aux trames vertes et bleues.

Cependant, jusqu'au récent renforcement de la réglementation réalisé dans les années 2010, les compensations n'étaient pas, ou très peu, appliquées (DIREN PACA, 2008 ; Quétier, Regnery et Levrel, 2014). Ce renforcement de la réglementation résulte principalement de la mise en demeure de la France par la Commission Européenne en 2005 pour causes de non conformité avec les directives européennes (notamment la directive de 1985 qui requiert une évaluation environnementale préalable à l'adoption de tous les projets, plans et programmes susceptibles d'avoir un impact sur l'environnement), et d'un manque de clarté dans ses procédures environnementales (Fèvre, 2010). Suite à cela, le gouvernement a entrepris des réformes du code de l'environnement en 2010 au travers de la loi portant engagement national

---

<sup>26</sup> Loi sur la protection de la nature de 1976 ; loi relative aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement de 1976 ; loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 1992 réformée en 2006 ; Directives Habitats et Oiseaux de 1992 (Natura 2000) ; Directive Cadre sur l'Eau de 2004 ; loi sur la responsabilité environnementale de 2008 ; réforme sur les études d'impact de 2011 ; les trames vertes et bleues de 2013.

<sup>27</sup> Loi sur le défrichement de 1979 et loi d'orientation sur la forêt de 2001.

<sup>28</sup> Dans le cadre de la planification des Schéma de Cohérence Territoriale -SCOT- et des Plans Locaux d'Urbanisme -PLU- prévue dans la loi de 2001.

<sup>29</sup> Relatif à la déclaration d'utilité publique de 1995.

pour l'environnement, dite « Grenelle 2 ». La réforme des études d'impact de 2011 est la plus marquante dans l'évolution des compensations. Cette réforme requiert l'introduction de l'étude d'impact dans la décision d'autorisation et d'exécution des projets d'aménagement, celle-ci devant obligatoirement intégrer les mesures à la charge du maître d'ouvrage destinées à éviter, réduire et compenser les impacts négatifs du projet sur la biodiversité. Une autre modification réglementaire a également beaucoup contribué au développement des compensations. Il s'agit de l'arrêté du 19 février 2007 fixant les conditions de demandes de dérogations aux destructions d'espèces protégées. Avant la mise en place de cet arrêté, il était interdit de porter atteinte aux espèces protégées par le code de l'environnement. Mais depuis la mise en place de cet arrêté, il est autorisé de déroger aux interdictions de destruction des espèces protégées sous certaines conditions, notamment s'il est prévu des mesures de compensation dans le dossier de demande d'autorisation. Cet arrêté a eu comme conséquences d'augmenter significativement les demandes compensatoires des aménageurs. Regnery et al. (2013) révèlent qu'entre 2006 et 2011 les demandes de compensations ont connu une augmentation de 347% suite à cet arrêté.

Plus récemment, une doctrine nationale relative à la séquence ERC a été élaborée en 2012 par le gouvernement afin de mieux définir les principes et les procédures relatifs aux impacts des projets sur la biodiversité. La doctrine précise que la séquence ERC doit « permettre de conserver globalement la qualité environnementale des milieux, et si possible d'obtenir un gain net, en particulier pour les milieux dégradés, compte-tenu de leur sensibilité et des objectifs généraux d'atteinte du bon état des milieux » (MEDDE, 2012, pp. 1). La doctrine rappelle que la mise en œuvre et le suivi de l'efficacité des mesures compensatoires sont de la responsabilité des aménageurs, y compris dans le cas où celles-ci sont confiées à un tiers. La doctrine élabore des principes relatifs aux compensations, notamment au regard de leur équivalence avec les pertes écologiques, de leur pérennité, de leur additionnalité et de leur efficacité écologique (Quétier et al., 2014).

En France, les compensations sont majoritairement menées au travers d'un système de compensation qualifié de « à la demande » puisqu'un seul mécanisme de banque de compensation est aujourd'hui opérationnel (nous le présenterons ultérieurement). Elles sont généralement réalisées au travers d'actions d'acquisition d'anciens milieux agricoles (Quétier, Regnery et Levrel, 2014 ; Regnery et al., 2013).

Cependant, en dépit du renforcement de la réglementation et de la mise en place de la doctrine ERC, l'application des compensations se heurte encore à des difficultés d'ordre pratique. La forte demande en compensations ne trouve pas une offre correspondante en raison de contraintes spatiales et de conflits avec d'autres usagers des terres, notamment les agriculteurs. Dans un contexte de fortes pressions foncières sur les milieux, agricoles et naturels, la réalisation des compensations fait face à des difficultés de disponibilité du foncier, mais aussi à des problèmes d'acceptabilité sociale. Ces difficultés aboutissent à des compensations qui restent souvent « sur papier » ou qui ne permettent pas d'aboutir aux résultats écologiques attendus (Jacob et al., 2014 ; Quétier, Regnery et Levrel, 2014 ; Regnery, Couvet et Kerbirou, 2013). Au regard de l'artificialisation croissante des milieux sur le territoire français (en moyenne 79 400 ha/an de 2006 à 2011 ; (MEDDE, 2013)), l'organisation de l'offre de compensation va devenir un élément crucial dans la politique de compensation française.

Maintenant que nous avons situé le sujet de la recherche dans un contexte politique général et que nous avons précisé la situation en France, je vais maintenant présenter le cadre conceptuel mobilisé dans ce travail de thèse pour étudier la compensation écologique.

## **2. Approche conceptuelle de la compensation écologique dans la thèse : les apports de l'économie néo-institutionnelle (NEI)**

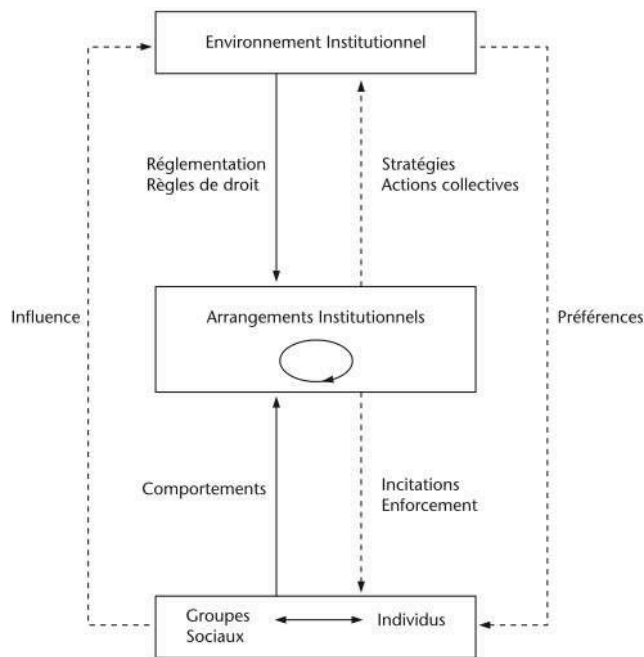
L'analyse du contexte scientifique et politique autour de la compensation nous a permis de mettre en évidence le rôle des institutions et l'importance des questions organisationnelles dans l'efficacité des compensations écologiques. Les enjeux organisationnels et institutionnels autour des compensations sont au coeur de ce travail de thèse qui vise à évaluer l'efficacité du dispositif de la compensation pour atteindre les objectifs de conservation. Dans ce contexte, le cadre d'analyse de l'économie néo-institutionnelle semble particulièrement adapté pour traiter des questions organisationnelles et institutionnelles de la compensation.



## 2.1. Présentation générale de l'approche de la NEI

L'approche institutionnelle de l'économie se fonde sur l'idée générale que les institutions comptent dans l'étude des objets économiques. Cette approche est relativement récente dans la discipline économique car, jusque dans la seconde moitié du 20<sup>e</sup> siècle, la pensée dominante sous-estimait l'importance des questions institutionnelles dans l'analyse économique (Chavance, 2007). En 1975, Oliver Williamson formalise la « nouvelle économie institutionnelle (NEI) » (Williamson, 1975). La NEI cherche à unifier les différents courants de l'économie institutionnelle en leur apportant un cadre théorique commun (Coase, 1998). La NEI devient dans les années 1990 la référence des courants théoriques menant des analyses institutionnelles (Chavance, 2007).

La NEI s'intéresse aux modalités d'organisation des acteurs pour réaliser des activités d'échange et de production de biens et de services, définies comme des *transactions*. Une transaction représente « le transfert entre unités technologiquement séparables de droits d'usage (incluant également les droits de propriété) sur des biens et des services » (Williamson, 1985). Les modalités d'organisation sont appelées *modes d'organisation* ou encore arrangements institutionnels. Une troisième composante a été ajoutée à l'analyse du système économique par Davis et North (1971) pour expliquer les modes de coordination des acteurs pour réaliser les transactions : *l'environnement institutionnel*. Les transactions s'effectuent dans le cadre de règles définies par les institutions encore appelées environnement institutionnel. L'environnement institutionnel est défini comme « un ensemble de règles établies par les hommes et inscrites dans la longue durée pour structurer les interactions humaines. Elles se composent de règles formelles (comme les lois, les constitutions), de règles informelles (comme les traditions, les coutumes, les habitudes de pensée), et sont associées à des mécanismes destinés à asseoir et mettre en œuvre des schémas de comportement gouvernant les relations entre agents ou groupes d'agents » (Ménard, 2012, p. 11). En d'autres termes, l'environnement institutionnel représente les « règles du jeu » permettant aux acteurs d'organiser les transactions au travers de modes d'organisation (ou arrangements institutionnels) (Figure 2). Ces trois niveaux d'organisation du système économique interagissent au travers de boucles de rétroaction (Ménard, 2012).

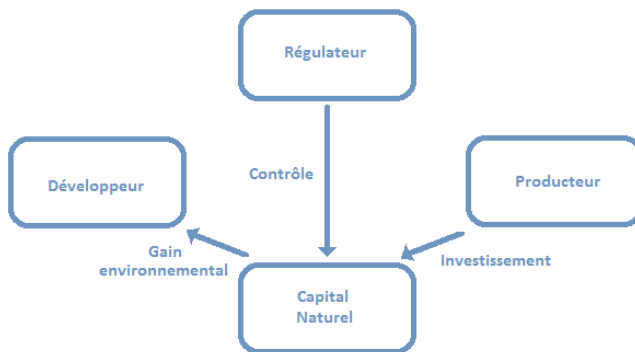


**Figure 2.** Les composantes clés de l'organisation des transactions dans une économie (Ménard, 2012, adapté de Williamson, 1996 ; Nee et Swedberg, 2008).

## 2.2. Définition de la transaction dans la compensation écologique

Dans le cadre de la compensation écologique, l'objet de la transaction porte sur la production de gains écologiques afin de compenser les pertes écologiques résultant de projets d'aménagement. La transaction de la compensation écologique implique trois types d'acteurs : un *offreur* du service de compensation, un *acheteur* du service de compensation, et un *régulateur* qui contrôle l'échange du service (Scemama et Levrel, 2014). Le *service de compensation* représente une ou un ensemble de mesure(s) visant à apporter des gains écologiques qui permettront de compenser les pertes de biodiversité. L'offreur du service de compensation est le producteur des gains écologiques qui constitueront les compensations. L'acheteur du service de compensation est l'aménageur dont les impacts du projet d'aménagement ont généré des pertes écologiques constituant des besoins compensatoires. Située dans un cadre réglementaire, la transaction est encadrée par un régulateur qui intervient dans la transaction en contrôlant l'équivalence entre les pertes et les gains écologiques (Scemama et Levrel, 2014 ; Coggan et al., 2013). Par le biais de ce contrôle, le régulateur intervient à deux niveaux : lors de la demande du service de compensation, et au niveau de son offre. Au niveau de la demande, le régulateur contrôle le respect de la séquence ERC par l'aménageur au niveau de l'étude d'impact environnemental du projet d'aménagement pour

lequel il donne l'autorisation, et le cas échéant, valide les besoins compensatoires. Au niveau de l'offre du service de compensation, le régulateur valide si la production des gains écologiques permet de compenser les pertes de biodiversité (Figure 3).



**Figure 3.** Schématisation de la transaction étudiée dans le cadre de la compensation écologique (Scemama et Levrel, 2014).

Afin de produire les gains écologiques de la compensation, l'offreur du service doit investir dans le capital naturel. Cet investissement peut se réaliser au travers de quatre principales actions qui sont :

- la *préservation*, qui consiste à supprimer les menaces qui pèsent sur un écosystème en assurant sa protection sur le long terme, par exemple par la mise en place de statuts réglementaires de protection forte (Scemama ; 2014) ;
- la *restauration*, qui vise à rétablir l'intégrité biotique préexistante incluant la composition spécifique et la structure des communautés (Aronson et Moreno-Mateos, 2015) ;
- la *réhabilitation*, ou amélioration, qui insiste sur la réparation et la récupération des fonctions de l'écosystème ciblé, comme par exemple la fonction d'habitat à espèces (Aronson et Moreno-Mateos, 2015) ;
- la *création*, qui vise la réaffectation d'un espace à un autre usage, qui devient écologique, par la mise en place d'un écosystème à un endroit où il n'existait pas (Aronson et Moreno-Mateos, 2015).

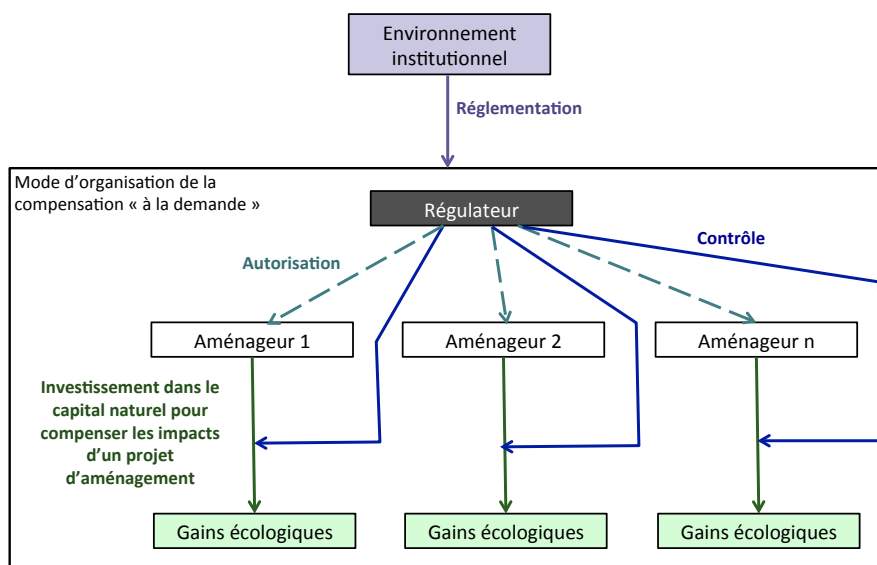
L'investissement dans le capital naturel peut être mené au travers d'actions d'acquisition ou de contractualisation avec des producteurs des gains écologiques.

### 2.3. Les modes d'organisation de la compensation

Trois modes d'organisation permettent de mettre en œuvre la compensation écologique :

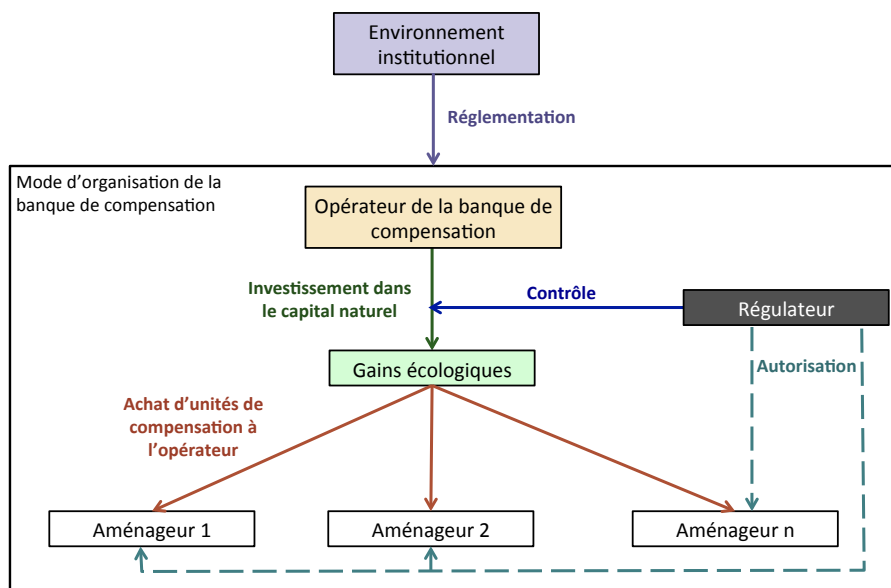
- à la demande ou « au cas par cas », encore appelé permis individuels dans le contexte anglo-saxon ;
- la banque de compensation, appelée compensation par l'offre en France ;
- les fonds de compensation.

Dans le mode d'organisation de la compensation « à la demande », les compensations sont conduites au cas par cas au travers d'actions individuelles, en fonction des besoins résultant des impacts d'un projet d'aménagement (Figure 4). Dans ce système de compensation, l'aménageur est responsable de la mise en œuvre de ses compensations écologiques et de leur gestion sur la durée des engagements réglementaires. Il a donc la charge de trouver le producteur des gains écologiques qui permettront de compenser les pertes de biodiversité liées à son projet. Dans ce système, le régulateur doit contrôler chaque action de compensation afin d'évaluer l'équivalence des gains écologiques produits avec les pertes écologiques.



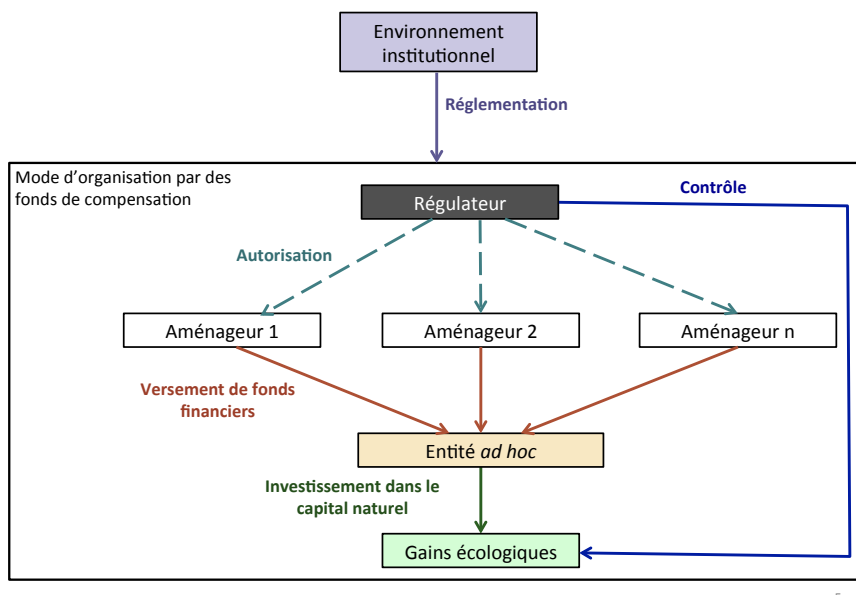
**Figure 4.** Représentation du mode d'organisation de la compensation à la demande.

Dans le mécanisme de banques de compensation, un tiers, opérateur privé ou public, anticipe une demande potentielle de compensation en créant une banque de compensation, ou réserve d'actifs naturels dans le contexte français (Figure 5). Dans ce cadre, l'opérateur investit dans le capital naturel pour générer des gains écologiques qui pourront devenir, sous le contrôle du régulateur, des unités de compensation (qui sont des fractions du gain écologique généré ; CGDD, 2013). Les unités de compensation pourront ensuite être mobilisées au titre de compensations dans une aire de service définie par le régulateur et l'opérateur de la banque. Dans ce mode d'organisation, une seule production de gains écologiques permet de compenser les impacts écologiques de plusieurs projets d'aménagement. Le régulateur a ainsi moins de contrôles à effectuer sur la production des gains écologiques de la compensation et sur leur équivalence avec les pertes écologiques occasionnées par le projet d'aménagement. L'aménageur n'a ensuite qu'à acheter des unités de compensation à l'opérateur pour remplir ses obligations de compensation.



**Figure 5.** Représentation du mode d'organisation de la banque de compensation.

Dans le système des fonds de compensation, les aménageurs versent des fonds à des entités *ad hoc* (ONG ou services étatiques) au titre de leur compensation (Figure 6). Les entités sont ensuite chargées d'investir dans des actions de production de gains écologiques lorsque les fonds récoltés le permettent. Ce mode d'organisation est très peu répandu dans les contextes réglementaires, il est principalement mobilisé aux Etats-Unis, mais sporadiquement. Il n'est pas utilisé en France.



**Figure 6.** Représentation du mode d'organisation des fonds de compensation

## 2.4. Choix des modes d'organisation pour réaliser la transaction

La question du choix d'un mode d'organisation est abordée en économie néo-institutionnelle au travers de la notion de *coûts de transaction*. Quel qu'il soit, tout mode de coordination choisi pour réaliser une transaction génère des coûts de transaction (Williamson, 1985). Les coûts de transaction (CT) sont les coûts de fonctionnement du système économique (Williamson, 1985, p.18). Ils peuvent être définis comme « les coûts comparatifs de planification, d'adaptation et de suivi des transferts de droits associés à des tâches dans le cadre d'arrangements organisationnels alternatifs » (Ménard, 2012, p.24). Théoriquement, le choix d'un mode d'organisation pour réaliser une transaction s'effectue de façon à minimiser les CT.

Les coûts de transaction étant difficilement mesurables, on les évalue généralement au travers des *caractéristiques de la transaction* qui constituent la principale source des coûts de transaction (Masten et al., 1991 ; Williamson, 1985). L'efficacité et la pérennité d'un mode d'organisation à réaliser une transaction s'évaluent par sa capacité à être « au mieux » adapté aux caractéristiques de la transaction (Coase, 1937).

Dans le cas de la compensation, les principales caractéristiques de la transaction sont : la spécificité des actifs, l'incertitude autour de la transaction et la fréquence des transactions (Coggan et al., 2013a ; 2013b ; Scemama et Levrel, 2014). La production du service de compensation implique des investissements dans le capital naturel afin de générer les gains écologiques. Ces investissements (actifs) sont plus ou moins spécifiques à la transaction. Lorsqu'il est très coûteux de redéployer les investissements pour une autre transaction, on parle de **spécificité des actifs** (Saussier et Yvrande-billon, 2007, p. 19). Le caractère non redéployable qui confère aux actifs leur spécificité peut provenir de différentes caractéristiques dont nous en retenons sept particulièrement adaptées à l'analyse de la compensation (Coggan et al., 2013) : la spécificité de site, la spécificité physique, la spécificité humaine, les actifs dédiés, la spécificité des intrants, la spécificité temporelle et la spécificité de marque.

La *spécificité de site* est liée à la localisation des actifs de la transaction soit des unités de compensation. Elle dépend du contexte local et s'évalue, par exemple, selon le niveau de spécificité et d'enjeux de conservation de la biodiversité. La *spécificité physique* dépend des caractéristiques biophysiques des gains écologiques générés pour la compensation. Elle s'évalue par exemple selon la spécificité et la complexité des écosystèmes restaurés. La *spécificité humaine* est relative aux compétences et aux connaissances propres spécifiquement développées pour la production des actifs de la transaction. Les *actifs dédiés* correspondent aux investissements matériels réalisés spécifiquement pour produire les actifs de la transaction (par exemple achat de matériel, travaux). La *spécificité des intrants* est liée à la dépendance des actifs de compensation de ressources extérieures (comme la gestion du site où se trouvent les actifs de compensation). La *spécificité temporelle* est relative au temps nécessaire entre les investissements pour produire les actifs de la transaction et leur utilisation pour réaliser la transaction. La *spécificité de marque* correspond aux investissements consentis par les acteurs de la transaction pour établir ou maintenir leur réputation. Plus l'investissement requis est spécifique, plus les parties cherchent à se prémunir contre les risques, ce qui génère des coûts de transaction plus importants (Ménard, 2012).

**L'incertitude de la transaction** a deux origines différentes : une première qui est *endogène* ou *interne*, c'est-à-dire inhérente à la transaction et aux difficultés à identifier la qualité du service sur lequel porte la transaction, et une autre *exogène* ou *externe*, qui est liée à des facteurs externes aux décisions des agents de la transaction (Williamson, 1985). Ces deux types d'incertitudes sont néanmoins liées : les incertitudes externes favorisent l'incertitude interne (Saussier et Yvrande-Billon, 2007).

La transaction est théoriquement soumise à trois incertitudes : environnementale, institutionnelle et comportementale (Easter and McCann, 2010). Les incertitudes environnementale et institutionnelle sont considérées comme exogènes et l'incertitude comportementale comme endogène. L'incertitude autour de la transaction est génératrice de coûts de transaction.

*L'incertitude environnementale* provient de l'impossibilité d'anticipation des états futurs de la nature (Williamson, 1991). Dans le cas d'un système de compensation, l'incertitude environnementale concerne les difficultés de prévision des résultats écologiques des actions de compensation et de leur maintien dans le temps. L'incertitude se manifeste également dans le délai nécessaire entre les actions de compensation et l'atteinte des résultats. *L'incertitude institutionnelle* est liée à l'environnement institutionnel car elle dépend de la force des institutions à pouvoir contraindre les agents et aux capacités de ces derniers à pouvoir s'y ajuster (Williamson, 1991). *L'incertitude comportementale* provient du risque, impossible à anticiper, d'apparition de comportements opportunistes des agents de la transaction et des comportements stratégiques qui en résultent (Williamson, 1985). L'apparition de comportements opportunistes repose sur les hypothèses théoriques d'une rationalité limitée des agents (c'est-à-dire ne traitant qu'une partie de l'information associée à la transaction), et d'une propension de ces derniers à tirer avantage des incertitudes des transactions (Ménard, 2012). Les comportements opportunistes proviennent, en partie, d'une asymétrie d'information entre les agents de la transaction qui peut être utilisée à l'avantage d'un agent, et au détriment d'un autre, voire de l'intérêt général dans le cas d'engagements en faveur de la conservation de la biodiversité. Deux aléas contractuels sont distingués en fonction du moment auquel ils peuvent survenir dans la transaction : la *sélection adverse* qui apparaît *ex ante*, et l'*aléa moral* qui survient *ex post*. La sélection adverse provient d'une incertitude au moment de la négociation et de la signature des termes du contrat. Dans ce cas, les parties ne disposent pas de toute l'information disponible sur la transaction pour s'assurer que les termes du contrat seront respectés par les autres parties et certaines d'entre elles peuvent tromper les autres sur leurs intentions réelles (Ménard, 2012). Dans le cas de la compensation, la sélection



adverse concerne par exemple les difficultés de l'aménageur à anticiper la qualité et le coût réel de la production des gains écologiques par l'offreur du service de compensation. L'aléa moral porte sur l'incertitude quant au respect des termes du contrat par les parties après la signature du contrat. Il s'agit par exemple du non respect par le producteur du service de compensation des actions écologiques prévues pour assurer la production des gains écologiques de la compensation. Plus l'incertitude est élevée, plus le coût d'organisation de la transaction devient important en raison des contingences à anticiper (Saussier et Yvrande-Billon, 2007).

La **fréquence des transactions** est une des caractéristiques qui influencent également les coûts de transaction (Williamson, 1985). Théoriquement, plus la fréquence des interactions entre les parties de la transaction est importante, plus les coûts de transaction diminuent en raison de la capacité des agents à redéployer des connaissances et à capitaliser sur les processus relatifs à la transaction, et du fait de la confiance et de la connectivité qui s'instaurent entre eux (Rorstad et al., 2007 ; Williamson, 1985 ; Ménard, 1995).

Le choix des modes d'organisation pour réaliser la transaction de la compensation dépendra également, en dehors des caractéristiques de la transaction, des incitations et des règles du jeu établies par l'environnement institutionnel. Le cadre institutionnel conditionne les organisations qui y seront créées, et les comportements de leurs entrepreneurs (North, 1990). Dans le cas de la compensation, l'environnement institutionnel portera sur l'établissement des règles relatives aux conditions de production des gains écologiques. Elle jouera également sur les incitations aux agents économiques à assurer la production et le maintien des gains écologiques dans le temps, et à garantir le respect de l'équivalence écologique entre les pertes et les gains de biodiversité.

La mobilisation du cadre théorique de la NEI s'est avérée particulièrement adéquate dans l'analyse de l'organisation de la transaction de la compensation écologique dans les contextes institutionnels américains et australiens (Coggan et al., 2013b ; Scemama, 2014 ; Vaissière, 2014). Nous allons souligner, dans la partie suivante, les principaux résultats mis en évidence dans ces travaux au travers d'une analyse synthétique de la littérature. Au-delà des questions organisationnelles et institutionnelles autour des compensations, je présenterai également les principaux enjeux écologiques et politiques autour de la compensation écologique soulignés

dans la communauté scientifique. Cette analyse de la littérature me permettra par la suite de préciser les questions et les hypothèses de recherche posées dans ce travail.

### **3. La compensation écologique dans la littérature scientifique**

Cette section n'a donc pas pour objectif de faire une revue exhaustive de la littérature sur le sujet de la compensation, d'autant plus qu'un des chapitres de la thèse porte spécifiquement sur l'étude de toute la production académique sur le sujet (chapitre 5). Je vais particulièrement m'intéresser dans cette partie aux travaux qui portent sur : (1) l'analyse de l'efficacité écologique des compensations ; (2) l'étude des modes d'organisation pour réaliser la transaction; et (3) l'étude des tensions autour de l'utilisation de la compensation comme outil des politiques de conservation.

#### **3.1. La question de l'efficacité écologique des compensations**

Cette question de recherche est principalement traitée par des travaux menés en écologie. L'écologie scientifique s'est emparée très tôt du sujet de la compensation pour en analyser l'efficacité. La majorité des travaux portent sur l'analyse des compensations menées par des actions de restauration écologique. En effet, les actions de restauration sont privilégiées aux Etats-Unis pour mener les actions de compensation, celles-ci constituent alors les actions de compensation les plus répandues dans le contexte américain (USACE, 2008). Les travaux menés sur ce sujet sont globalement assez critiques sur les possibilités de compenser les pertes de biodiversité par les actions de restauration écologique (Curran, Hellweg et Beck, 2014 ; Maron et al., 2010, 2012 ; Moreno-Mateos et al., 2012 ; Palmer et Filoso, 2009). Les principaux problèmes mis en évidence sont les limites techniques, résultant du peu de connaissances disponibles sur la composition des écosystèmes et sur leur fonctionnement (Rey Benayas et al., 2009), et temporelles en raison des longues périodes de temps nécessaires pour en évaluer les résultats (Bendor, 2009 ; Zedler and Callaway, 1999). Des problèmes organisationnels relatifs au suivi et au contrôle des compensations sur le long terme renforcent cette limite temporelle des actions de restauration (NRC, 2001). Il est globalement montré que les efforts de restauration ne permettent pas à un écosystème dégradé de recouvrer avec succès l'état de référence visé dans la compensation (Matthews and Spyreas, 2010).

Certains pays, comme la France, continuent de mener les compensations par des actions de préservation. Regnery et al. (2013) ont montré que 26% des mesures compensatoires étaient menées par des actions de préservation contre 17% pour les actions de restauration, 24% pour de la création d'habitats et 33% pour de l'amélioration (ou réhabilitation). L'utilisation des actions de préservation pour mener les compensations est remise en question dans la communauté scientifique par rapport à la réelle plus-value écologique qu'elles apportent. En effet, leur mobilisation dans le cadre des compensations doit être justifiée par l'évitement de futures pertes de biodiversité, ce qui confère à cette action la plus-value écologique (Bull, Suttle, Gordon, et al., 2013).

Plus généralement sur les compensations, les travaux confrontent la pratique de la compensation à des questions théoriques et empiriques. Premièrement, des auteurs soulignent les risques dans la pratique de la compensation en mettant en évidence l'importance de la question des références des états de biodiversité dans la production des gains écologiques. Maron et al. (2015) et Bull et al. (2014) montrent par exemple que l'atteinte de l'objectif écologique dépend de l'état de référence de la biodiversité considéré dans l'évaluation des pertes écologiques. En fonction des scénarios d'évolution de la biodiversité, les pertes de biodiversité peuvent être surestimées et conduire à la production de gains écologiques supérieurs aux pertes réelles, conduisant alors à la production de « droits à détruire ». D'autre part, des écologues se sont intéressés aux types de biodiversité considérés dans le mécanisme de compensation. Dans cette perspective, Regnery et al. (2013) ont par exemple souligné que les compensations ne concernaient en pratique que les espèces et les habitats protégés alors qu'elles devraient également s'appliquer à la biodiversité ordinaire, notamment dans le cadre des impacts sur les Trames vertes et bleues. Curran et al. (2014) révèlent quant à eux que les compensations ne devraient pas s'appliquer à des écosystèmes anciens comme les forêts primaires car les impacts sur ces écosystèmes ne pourraient être compensés. Curran et al. (2014) questionnent également les supports théoriques sur lesquels repose la pratique de la compensation en soulignant leur fragilité et leur manque de robustesse notamment en raison du manque d'études empiriques portant sur l'analyse de l'efficacité des mesures compensatoires. Des auteurs s'intéressent également aux avantages présumés des mécanismes de banques de compensation par rapport aux autres mécanismes de compensation (Carroll, Fox et Bayon, 2008). Mais l'étude empirique de l'efficacité écologique des banques de compensation révèle des résultats plutôt mitigés (Bekessy et al., 2010 ; Burgin, 2008a, 2010 ; Jaunatre, Buisson et Dutoit, 2014), bien que peu d'études récentes aient vraiment analysé

empiriquement les résultats écologiques des banques en faisant des suivis sur le terrain (Bull, Suttle, Gordon, et al., 2013 ; Maron et al., 2012; Jaunatre et al., 2014).

### **3.2. L'étude des modes d'organisation pour réaliser la transaction**

La littérature analysant les modes d'organisation de la compensation écologique est principalement centrée sur l'analyse des banques de compensation dans les contextes institutionnels américain et australien. Le mode d'organisation des banques de compensation est en effet beaucoup plus développé dans ces contextes car ce système a été mis en œuvre dans ces pays depuis plus d'une vingtaine d'années. L'objet de cette littérature porte principalement sur l'étude de l'efficacité de cette forme organisationnelle par rapport au système de compensation mené au cas par cas également qualifié de compensation « à la demande ». Ces travaux, généralement basés sur des études empiriques, mobilisent principalement le cadre conceptuel de l'économie néo-institutionnelle. Dans ce cadre, l'efficacité est évaluée au travers de l'adéquation entre le mode d'organisation et les caractéristiques de la transaction, avec l'objectif d'en évaluer les coûts de transaction. Appliquées dans le contexte américain, les études révèlent que le système de banque de compensation s'est peu à peu développé en réponse aux défaillances du système de compensation mené au cas par cas, appelé *Permitte Responsible Mitigation* aux Etats-Unis. Ces défaillances ont engendré des problèmes d'inefficacité et d'ineffectivité de la politique de compensation (Vaissière et Levrel, 2015). La mobilisation des banques de compensation a permis une meilleure application de la politique de compensation, ce système étant alors considéré comme plus efficace pour réaliser les compensations (Scemama et Levrel, 2014). D'un point de vue organisationnel, le système de banques permet une diminution des coûts de transaction pour le régulateur permettant un meilleur contrôle de l'application des compensations, un meilleur suivi de leur efficacité, et une augmentation de la fréquence des interactions entre les parties de la transaction du fait de la réduction du nombre d'interlocuteurs (Scemama et Levrel, 2014). Le système de banques mis en place aux Etats-Unis permet également de limiter l'incertitude environnementale car les crédits de la banque sont attribués sur la preuve de résultats écologiques. D'autre part, le système garantit la pérennité des actions écologiques sur le long terme grâce à la mise en place d'une servitude environnementale *ad vitam aeternam* et de fonds de gestion de la banque (Vaissière et Levrel, 2015). Toutefois, l'analyse néo-institutionnelle de ces formes d'organisation révèle la

nécessité de réaliser des compromis sur les objectifs écologiques, notamment au regard de la spécificité des actifs visée dans les gains de compensation pour assurer les bonnes conditions de fonctionnement de ce système (Scemama et Levrel, 2014 ; Vatn, 2014). Egalement, la mise en évidence de comportements opportunistes dans le système de banque visant la réduction du niveau d'exigence écologique des banques ou l'augmentation de leur aire de service, a souligné l'importance de la question de la gouvernance et du rôle de l'environnement institutionnel dans le système des banques (Boisvert, Méral et Froger, 2013 ; Scemama et Levrel, 2014 ; Vaissière, 2014). En effet, un puissant « lobby » s'est constitué aux Etats-Unis autour du système de compensation chargé de défendre les intérêts des agents économiques impliqués dans le système des banques (opérateurs de la banque et bureaux d'étude principalement). Ce lobby exerce une pression sur le régulateur afin de diminuer les exigences écologiques relatives aux compensations. La mise en place progressive d'un environnement institutionnel stabilisé définissant des règles claires et précises (comme la définition d'une aire de service précise, l'établissement de méthodes standards pour l'attribution des crédits et pour le calcul des équivalences, la précision des règles sur la gouvernance de la banque) a permis d'encadrer le système des banques de compensation et ainsi de limiter les conséquences sur la transaction des comportements opportunistes (Vaissière, 2014). Les travaux menés dans le contexte australien confirment l'importance de l'étude des caractéristiques des transactions pour évaluer l'efficacité des modes d'organisation de la compensation (Coggan, Whitten et Bennett, 2010 ; Coggan et al., 2013b). En Europe, les problèmes organisationnels sont également pointés du doigt pour expliquer les problèmes dans l'application et l'efficacité de la politique de compensation. Le manque d'institutions et d'encadrement juridique du système de compensation ne semble pas fournir les conditions nécessaires au bon fonctionnement de cette politique (Jacob et al., 2014 ; Lucas, 2012 ; Quétier, Regnery et Levrel, 2014 ; Van Teeffelen et al., 2014). Globalement, la littérature souligne le rôle du contexte institutionnel et politique dans l'efficacité des modes d'organisation de la compensation et particulièrement du système de banques de compensation (Hahn et Richards, 2013 ; Vatn, 2010). En effet, les revues de la littérature sur la compensation soulignent en priorité les problèmes de gouvernance dans l'efficacité des compensations (Bull, Suttle, Gordon, et al., 2013 ; McKenney et Kiesecker, 2010).

Des travaux menés en économie se sont également intéressés à la question du fonctionnement du système des banques de compensations comme des mécanismes de marché au sens théorique. Ces travaux révèlent que malgré leur dénomination comme tels, les banques de

compensation ne fonctionnent pas comme des « marchés » ni au sens théorique, ni dans la pratique, mais sont plutôt assimilables à des formes organisationnelles hybrides, entre une forme de type hiérarchique et marchande. En effet, les marchés de compensation intègrent des éléments de régulation propres à un système de type hiérarchique, notamment du fait de l'administration et du contrôle de l'Etat dans le système, et d'autres de nature marchande, comme l'établissement d'un libre jeu de concurrence entre une offre et une demande de crédits pour fixer le prix des unités de biodiversité (Boisvert, Méral et Froger, 2013 ; Froger, Ménard et Méral, 2014 ; Lapeyre et Pirard, 2013 ; Vaissière et Levrel, 2015 ; Vatn, 2014).

### **3.3. L'étude des tensions autour de l'utilisation de la compensation écologique dans les politiques de conservation**

L'étude de la tension autour de la compensation s'appuie sur des questions d'ordre pratique, théorique et éthique. D'un point de vue théorique, les principaux problèmes soulevés concernent la question de substituabilité. Des auteurs considèrent une impossibilité dans la fongibilité de la biodiversité en raison d'une spécificité des écosystèmes basée sur des caractéristiques et des valeurs intrinsèques à la biodiversité (Moreno-Mateos et al., 2015 ; Spash, 2015b). Des auteurs critiquent également le processus de « commodification » en jeu dans la compensation du fait de cette fongibilité possible de la biodiversité. Les travaux soulignent que le processus de compensation oblige à des simplifications dans la prise en compte de la biodiversité qui conduisent nécessairement à des pertes (Dauguet, 2015 ; Robertson, 2006).

Face à ces problèmes, les questions d'ordre pratique alimentent également la mise en évidence de tensions autour de la compensation. Des auteurs remettent en question la possibilité de ce principe à pouvoir atteindre l'objectif « d'absence de perte nette de la biodiversité » en raison de limites pratiques et techniques à compenser des pertes de biodiversité notamment en reconstituant des écosystèmes (Bull, Suttle, Gordon, et al., 2013 ; Gardner et al., 2013 ; Gibbons et Lindenmayer, 2007 ; Moreno-Mateos et al., 2015 ; Walker et al., 2009). D'autre part, des recherches alertent sur les effets pervers, potentiels ou avérés, de l'utilisation des mécanismes de compensation dans les politiques de conservation. Ces travaux mettent notamment en évidence les problèmes de compétition entre ces mécanismes et d'autres outils de conservation réduisant les fonds alloués aux approches traditionnelles de conservation comme les aires protégées (Gordon et al., 2015). Egalement, des recherches ont

montré que l'utilisation des compensations entraînait une diminution des efforts portés sur les étapes d'évitement et de réduction des impacts (Hough et Robertson, 2009 ; Walker et al., 2009 ; Clare, Krogman, Foote and Lemphers, 2011).

Enfin, les questions éthiques traversent également la littérature sur la compensation et plus précisément sur les banques de compensation. Des travaux révèlent, qu'au-delà du débat sur la réalité empirique du fonctionnement des banques de compensation comme un mécanisme de marché, ces mécanismes supportent un processus de « marchandisation » de la biodiversité (Dauguet, 2015 ; Robertson, 2004, 2000 ; Tordjman et Boisvert, 2012). Des auteurs alertent particulièrement sur les dangers de ces approches au regard de la réduction des valeurs qu'elles supposent en embrassant une vision unique et dominante des valeurs apportées à la biodiversité et à sa conservation (Moreno-Mateos et al., 2015 ; Spash, 2015a ; Sullivan et Jim, 2008). L'utilisation des mécanismes de compensation peut entraîner d'importantes pertes, au-delà des pertes écologiques, sociales et éthiques en lien avec les différents types de valeurs qu'il est possible d'attribuer à la nature (Moreno-Mateos et al., 2015). Il est principalement souligné des injustices sociales et des inégalités environnementales résultant du manque de considération de la dimension sociale dans la logique des compensations écologiques (Ruhl and Salzman, 2006 ; Gobert, 2008). Ces problèmes peuvent conduire à des conflits autour des valeurs de la biodiversité (Sullivan et Hannis, 2015). Toutes ces limites autour de la compensation amènent de nombreux scientifiques à remettre en question la pertinence de la compensation comme outil de conservation (Bonneuil, 2015 ; Dauguet, 2015 ; Moreno-Mateos et al., 2015 ; Spash, 2015a ; Walker et al., 2009). Face à cette remise en question de la compensation, les approches politiques et historiques de la compensation ont quant à elles révélé le poids de la vision « néolibérale » dans la diffusion de cet outil (Bonneuil, 2015 ; Robertson, 2000 ; Sullivan et Jim, 2008). Ces auteurs mettent en évidence l'importance de la dimension politique et historique dans le processus de compensation en pointant une logique de « néolibéralisation » de la gouvernance environnementale à l'oeuvre dans la compensation. En ce sens, l'analyse de la gouvernance internationale autour de la compensation a révélé le poids des organisations internationales comme l'OCDE et le BBOP dans la promotion des mécanismes de compensation et particulièrement des banques de compensation (Bonneuil, 2015 ; Hrabanski, 2015 ; Robertson, 2004, 2000).

Cette revue synthétique et ciblée de la littérature souligne l'importance de l'analyse néo-institutionnelle dans l'étude de l'efficacité de la compensation écologique. Aucune étude n'a analysé empiriquement l'efficacité des modes d'organisation de la compensation, principalement des banques, dans des contextes institutionnels européens et plus précisément en France. D'autre part, la littérature en écologie souligne de nombreux problèmes théoriques dans la compensation écologique, mais ces travaux sont majoritairement centrés sur l'étude de la restauration écologique. Très peu d'études ont étudié les questions relatives à la prise en compte de l'écologie scientifique dans le dispositif de la compensation afin d'en évaluer la pertinence écologique. Enfin, nous avons noté l'importance de la prise en compte des dimensions politiques et historiques dans l'analyse du dispositif de la compensation, notamment sur les questions de gouvernance, considérées comme étant à l'origine des problèmes d'efficacité de la compensation.

## **4. Organisation de la recherche menée dans la thèse**

Après avoir contextualisé le sujet de recherche dans un cadre politique et scientifique, je vais présenter, dans cette partie, l'approche choisie pour traiter la question générale posée dans la thèse qui est pour rappel :

### **L'utilisation de la compensation écologique dans les politiques publiques permet-elle de concilier les intérêts économiques et les objectifs de conservation de la biodiversité ?**

Au vue de la revue de la littérature qui souligne l'intérêt d'étudier tant le principe de la compensation que sa mise en œuvre, je décline la question générale en sous-questions de recherche dont je formule la première de la manière suivante :

- 1) Le *principe* de la compensation est-il compatible avec l'objectif de conservation de la biodiversité ?

Dans l'analyse du principe de la compensation, la question de la substituabilité est centrale. Le principe de la compensation écologique implique comme point de départ une condition de substituabilité de la biodiversité qui suppose une possible équivalence écologique entre une



biodiversité détruite et une biodiversité recréée. Les travaux scientifiques soulignent des limites à la fongibilité de la biodiversité au regard de l'intégrité et de la complexité des écosystèmes. D'autre part, la réussite des actions de compensation de la biodiversité est soumise à de fortes incertitudes en raison des limites aux connaissances et aux capacités scientifiques à pouvoir recréer une biodiversité équivalente. Dans ce contexte, au regard de la question posée, je fais l'hypothèse d'une incompatibilité entre le principe de la compensation et sa finalité qui constitue une limite intrinsèque à la possible conciliation des intérêts économiques et des objectifs de conservation.

La deuxième question de recherche posée dans la thèse s'énonce de la manière suivante :

2) La *mise en œuvre* de la compensation permet-elle d'atteindre l'absence de perte nette écologique dans le cas d'impacts de projets d'aménagement ?

L'étude de la mise en œuvre de la compensation pose la question de l'efficacité des modes d'organisation de la compensation écologique pour assurer la conservation de la biodiversité. Parmi les modes d'organisation de la compensation écologique, d'après la revue de la littérature, le système de banque de compensation est supposé, en principe, être le plus efficient basé sur des critères écologiques (il permet par exemple une meilleure réponse écologique en raison d'actions de conservation de plus grande ampleur), et économiques (il permet un meilleur contrôle et suivi des compensations en raison d'une diminution des coûts de transaction pour le régulateur). Je m'intéresserai donc à l'analyse de ce mécanisme pour étudier l'efficacité des formes organisationnelles de la compensation. Malgré les avantages théoriques du mode d'organisation des banques de compensation, les travaux scientifiques révèlent des résultats encore mitigés quant à l'efficacité de ce mode d'organisation pour atteindre les objectifs écologiques de la compensation (section 3.1). J'émetts l'hypothèse que l'introduction de nouveaux acteurs, les opérateurs de compensation, avec des logiques économiques propres, génère des tensions entre la prise en compte des intérêts économiques et des objectifs écologiques. Cette tension dans la mise en œuvre des compensations est probablement à l'origine de comportements opportunistes des parties de la transaction. Ces comportements ont certainement des conséquences sur l'efficacité des modes d'organisation à atteindre les objectifs écologiques visés dans la compensation. Dans un contexte où la transaction est particulièrement soumise à de fortes incertitudes, comme c'est le cas dans la compensation écologique, les agents économiques doivent se contenter de contrats incomplets

dont les parties vont essayer de tirer avantage (Saussier et Yvrande-Billon, 2007 ; Vaissière, 2014). Dans la compensation écologique, il se trouve une forte incertitude environnementale, en raison de l'objet de la transaction, la production de gains écologiques, dont les résultats sont difficiles à anticiper (Maron et al., 2012 ; Moreno-Mateos et al., 2012). Dans le contexte européen où ce mode d'organisation est en cours de développement, l'environnement institutionnel n'est pas encore stabilisé ayant comme conséquences d'augmenter les incertitudes institutionnelles autour de la transaction (Quétier, Regnery et Levrel, 2014). Dans ce contexte d'incertitudes, les producteurs de gains écologiques chercheront à minimiser les risques relatifs à leur investissement dans le capital naturel, d'autant plus si celui-ci est très spécifique. Par exemple, les opérateurs de banques de compensation viseront une rentabilité économique à court terme des investissements réalisés dans la production des crédits de biodiversité de la banque, alors qu'une logique écologique du système devrait privilégier une vision très long terme des investissements en raison du temps nécessaire à la régénération des écosystèmes et à l'obtention de résultats écologiques tangibles. D'autre part, en lien avec la recherche d'optimisation du calcul coûts-bénéfices des projets d'aménagement, les aménageurs chercheront probablement à minimiser les coûts alloués à la compensation de leur projet.

Je m'intéresse également dans ce travail de thèse à l'étude d'un mécanisme innovant pour mettre en œuvre les obligations de compensation écologique par le biais de contrats agro-environnementaux. Ce mécanisme est en effet susceptible d'apporter des réponses aux problèmes identifiés dans la réalisation des compensations (principalement au sujet de la disponibilité foncière et des conflits avec les agriculteurs). La mise en place de contrats ne nécessite pas d'acquisition foncière (seul un droit d'usage est échangé dans la transaction) et permet d'impliquer les agriculteurs dans le système de la compensation. Toutefois, dans ce cas également, l'introduction de ce nouvel acteur dans la compensation, les agriculteurs, est susceptible de compromettre l'efficacité de la compensation en raison de comportements opportunistes. Par exemple, les agriculteurs pourront ne pas respecter les engagements initialement prévus dans le contrat et ne pas apporter le niveau d'investissement nécessaire à la production des gains écologiques.

Globalement, l'étude des dimensions organisationnelles et institutionnelles autour de la compensation écologique est centrale dans l'analyse de l'efficacité de ses modes d'organisation. L'étude du rôle des institutions et de l'adéquation des modes d'organisation aux caractéristiques de la transaction sera au cœur de ce travail de thèse.

En lien avec la mise en évidence de limites intrinsèques au principe de la compensation et de tensions dans sa mise en œuvre, je pose la deuxième hypothèse que l'organisation du dispositif nécessitera probablement de trouver des compromis entre les intérêts économiques et le niveau d'exigence écologique visé dans la compensation (Brownlie, King et Treweek, 2013 ; Colyvan, Justus et Regan, 2011 ; McShane et al., 2011 ; Scemama et Levrel, 2014). La définition de tels compromis nécessitera probablement de faire des choix sur les objectifs de conservation de la biodiversité. Par exemple, il faudra probablement admettre une certaine flexibilité dans les objectifs écologiques des compensations afin que celles-ci deviennent techniquement réalisables (par exemple en ne cherchant pas à restaurer un écosystème mais seulement certaines de ses fonctions). D'autre part, l'introduction de nouveaux acteurs dans la réalisation des compensations nécessitera des arbitrages dans l'organisation du dispositif de compensation afin de tenir compte des intérêts parfois divergents des acteurs impliqués (par exemple les contraintes économiques de l'opérateur de compensation ou des agriculteurs).

Enfin, si l'atteinte des objectifs de conservation portés par le principe de la compensation est compromise par des limites intrinsèques au dispositif et à sa mise en œuvre, nous pouvons nous demander pourquoi ce mécanisme continue d'attirer autant l'engouement des gouvernements et de nombreux scientifiques notamment venant du monde de la conservation. Dans son approche des questions institutionnelles, Douglass North souligne l'importance du processus politique et du rôle des idéologies<sup>30</sup> dans la mise en place des institutions (North, 1990). Relâchant l'idée d'efficacité des institutions, Douglass North affirme que : « les institutions ne sont pas nécessairement ni même habituellement créées en vue d'être socialement efficaces ; elles sont plutôt créées (tout au moins les règles formelles) afin de servir les intérêts de ceux qui détiennent le pouvoir de négociation pour créer de nouvelles règles » (North, 1994, p. 360-362). Cela m'amène à poser la troisième question de recherche suivante :

- 3) Quelles sont les dynamiques politiques en jeu dans la compensation écologique et quelles sont leurs conséquences sur la construction des savoirs rattachés à cet objet ?

---

<sup>30</sup> La notion d'idéologies fait référence aux structures de croyance définies comme un système d'idées, de dogmes, de croyances, de valeurs et de normes sur la façon de voir le monde (North, 1990).

Je suppose qu'il y a un agenda politique implicite qui motive le développement de la compensation et qui se manifeste dans la construction scientifique des savoirs et des pratiques rattachés à la compensation. Cet agenda politique est porteur d'idées et de valeurs au sujet de la pratique de la conservation de la biodiversité qu'il s'agit de rendre « explicite » au travers de l'analyse de la compensation écologique comme objet scientifique.

Pour répondre à ces questions de recherche, j'ai mobilisé trois approches complémentaires : une approche théorique, empirique et épistémologique.

L'approche *théorique* s'intéresse à répondre à la première question afin d'évaluer, théoriquement, la compatibilité du principe de la compensation avec son objectif de conservation de la biodiversité (Figure 7). La question de la substituabilité du capital naturel sera centrale dans cette analyse. Nous l'aborderons dans le **chapitre 1** en mobilisant les cadres conceptuels des sciences économiques et des apports récents de l'écologie scientifique. En lien avec les hypothèses, nous porterons une attention particulière à l'identification des limites intrinsèques, d'origine écologique et économique, afin d'évaluer dans quelle mesure celles-ci compromettent les possibilités de la compensation à atteindre son objectif écologique.

L'approche *empirique* menée dans la thèse s'attache à répondre à la deuxième question de recherche en analysant l'efficacité des mécanismes de banques de compensation et de contrats agro-environnementaux à réaliser les objectifs de la compensation au travers de deux cas d'étude situés en France (Figure 7).

Dans le contexte institutionnel français, et plus largement en Europe, les enjeux politiques et scientifiques autour du mécanisme de banques de compensation sont particulièrement importants. En effet, ce mode d'organisation tend à se développer fortement dans ce contexte institutionnel suite à des initiatives menées à l'échelle européenne et française visant à les introduire dans la réglementation environnementale (Masden et al., 2011 ; Quétier et al., 2014). En France, après une première expérimentation menée en 2008, le mode d'organisation des banques de compensation, appelé « compensation par l'offre », vient d'être introduit dans le projet de loi sur la Biodiversité en cours d'élaboration. Egalement, cinq nouvelles expérimentations de banques de compensation sont amenées à voir le jour très prochainement. L'analyse de l'opportunité du développement de cette forme organisationnelle pour réaliser la compensation revêt donc d'un intérêt particulier pour la pratique de la

compensation en France et en Europe. La littérature souligne que l'efficacité d'une forme organisationnelle à réaliser une transaction dépend fortement du contexte institutionnel (Vatn, 2010 ; Hahn et Richards, 2013). L'efficacité de ce mode d'organisation a surtout été étudiée, dans la littérature scientifique, dans des contextes institutionnels anglo-saxons (principalement aux Etats-Unis et en Australie). L'analyse de ce mode d'organisation dans un contexte institutionnel différent, comme en France, relève donc également d'un intérêt scientifique, d'autant qu'aucune étude n'a encore proposé de mener une telle analyse. Cette étude sera basée sur l'analyse de la seule banque de compensation aujourd'hui opérationnelle en France mise en œuvre dans le sud de la France par CDC Biodiversité appelée la Réserve d'Actifs Naturels de Cossure. Afin d'évaluer les enjeux autour du développement de cette forme organisationnelle dans le contexte français et européen, l'étude des dimensions organisationnelles et institutionnelles de ce mécanisme sera au cœur de cette analyse. Nous mobiliserons pour cela les apports théoriques de l'économie néo-institutionnelle (section 2). Cette étude de cas sera présentée dans le **chapitre 2** de la thèse.

Afin de compléter l'analyse du rôle de l'environnement institutionnel dans l'efficacité des modes d'organisation de la compensation, je propose de comparer, dans le **chapitre 3**, l'organisation des banques de compensation en France avec celle menée dans le système américain. Les Etats-Unis étant pionniers dans la mise en œuvre et le développement des banques de compensation, il nous a paru pertinent de réaliser cette comparaison afin d'en tirer des enseignements pour le développement des politiques de compensation en France.

L'analyse empirique de la compensation porte également sur l'étude des contrats agro-environnementaux. L'opportunité du développement de ce mode d'organisation pour la compensation est particulièrement intéressante à analyser dans un contexte où il se trouve d'importants conflits sur les usages des terres et sur l'acceptabilité sociale des compensations avec les agriculteurs. C'est particulièrement le cas en France où l'agriculture représente encore un secteur d'activité très développé et avec une importante empreinte spatiale (50% de la superficie de la France métropolitaine). Dans un contexte d'évolution des pratiques agricoles vers des pratiques de plus en plus respectueuses de l'environnement, le rôle de l'agriculture dans la fourniture des gains environnementaux dans le cadre de la compensation est particulièrement intéressant à analyser (Zakine, 2014). Le système de contrats agro-environnementaux que nous étudions dans le **chapitre 4** a été mené dans le cadre d'un important programme de compensation des impacts d'un gros projet d'infrastructure

ferroviaire développé dans le sud de la France. Nous mobiliserons particulièrement les apports théoriques issus de l'étude des contrats développés dans le cas de mesures agro-environnementales.

Au-delà du contexte français, les résultats de l'étude empirique pourront alimenter les réflexions politiques et scientifiques sur la pratique de la compensation à l'échelle internationale.

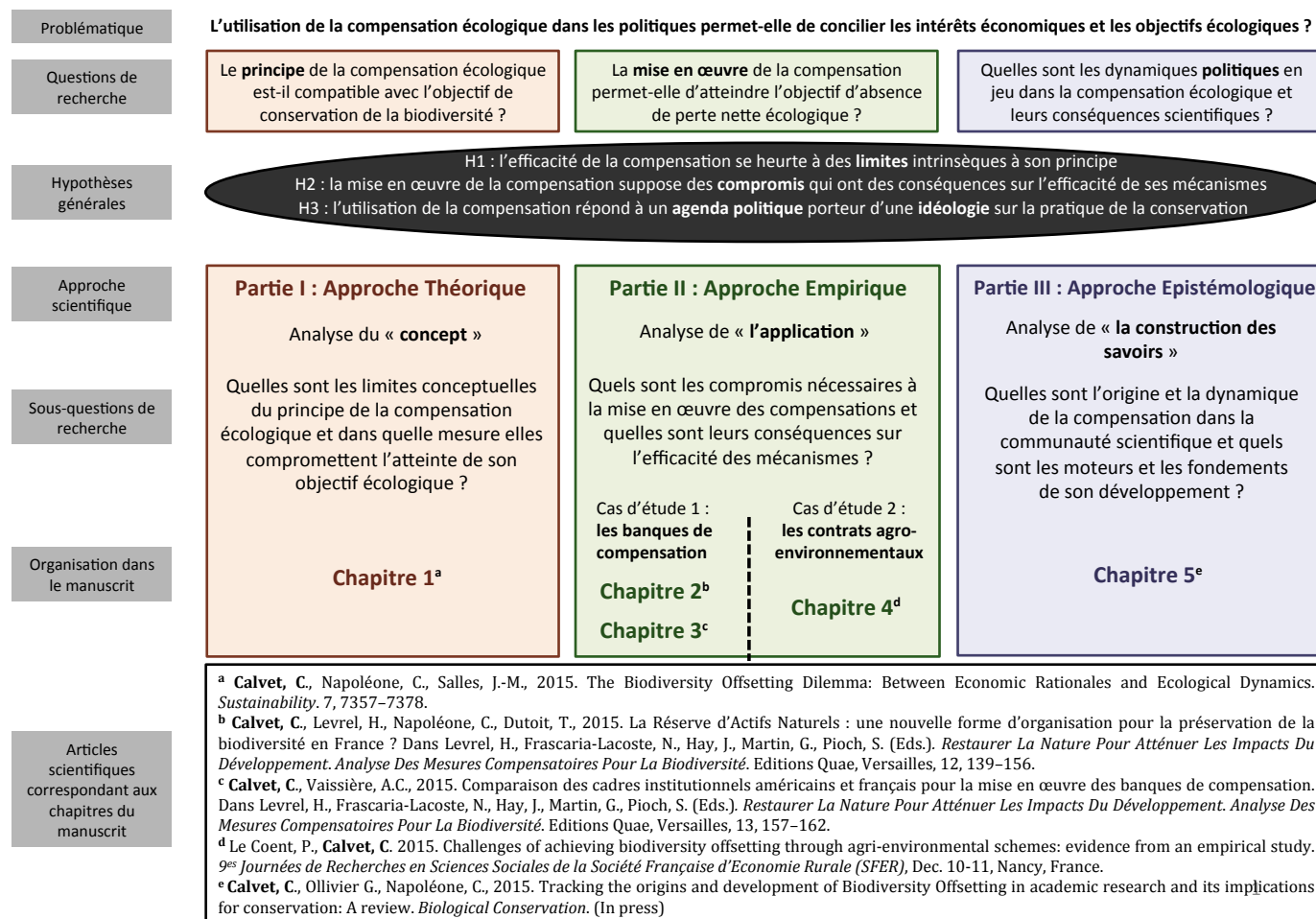
L'approche *épistémologique* s'intéresse à répondre à la troisième question. Je testerai dans cette analyse l'influence des dimensions politiques et idéologiques dans la construction des savoirs et des pratiques scientifiques rattachés à la compensation écologique (Figure 7). Cette étude, réalisée dans le **chapitre 5**, s'attachera à retracer l'histoire de la compensation écologique, comme objet scientifique, au travers de l'analyse de son origine et de sa dynamique dans la communauté scientifique. Cette analyse nous permettra d'identifier les « moteurs » du développement de la compensation, et de mettre en lumière ses fondements politiques et idéologiques. Pour mener cette étude, je mobiliserai une approche d'épistémologie quantitative en utilisant l'analyse scientométrique comme outil de mesure de la science.

## 5. Organisation du manuscrit

Le manuscrit est organisé autour des trois grandes approches scientifiques mobilisées pour mener la recherche : théorique, empirique et épistémologique. Les travaux de la thèse sont répartis au sein de ces trois parties de la façon suivante :

- l'approche théorique est proposée dans la **partie I** composée du **chapitre 1** ;
- l'analyse empirique est menée dans la **partie II** au travers des **chapitres 2, 3 et 4** ;
- l'approche épistémologique est présentée dans la **partie III** composée du **chapitre 5**.

Les chapitres 1, 4 et 5 sont rédigés en anglais, les articles correspondant étant publiés dans des revues internationales.



**Figure 7.** Synthèse de l'organisation de la recherche et des travaux menés dans la thèse.

## **Partie I**

### **Approche *théorique* de la compensation écologique**

---



Dans cette partie, j'aborde la question de la compatibilité du principe de la compensation écologique avec l'atteinte de l'objectif d'absence de perte nette écologique d'un point de vue *théorique*. Le travail mené se décline autour de trois principaux objectifs :

- le premier objectif est de mettre en lumière la logique économique qui se trouve derrière l'approche de la compensation. Les cadres d'analyse de l'économie, notamment l'économie de l'environnement et l'économie écologique, présentent des différences dans la façon d'appréhender les questions de la substitution des capitaux et de la durabilité du système économique. Je porterai une attention particulière à l'analyse de ces particularités dans le contexte de la compensation et à leurs implications dans la mise en œuvre des politiques d'absence de perte nette écologique.
- La deuxième partie de ce travail porte sur l'analyse des mécanismes de la compensation écologique. Ces derniers présentant des différences au regard des critères d'efficacité et d'efficience des compensations écologiques, je m'attacherai à préciser, dans une approche théorique, quels sont les intérêts écologiques et économiques de ces différents mécanismes de compensation au travers d'une analyse de leur performance écologique (efficacité du mécanisme à atteindre l'objectif écologique) et économique (optimisation de la mise en oeuvre des compensations au regard des coûts de transaction).
- Dans une troisième partie, j'étudierai les limites intrinsèques du principe de la compensation écologique à atteindre son objectif. J'analyserai particulièrement les limites écologiques de la compensation en confrontant sa logique et sa mise en œuvre aux récents apports théoriques provenant de l'écologie scientifique. J'identifierai également les principales limites d'ordre économique et organisationnel dans la mise en oeuvre de la compensation.

La mise en évidence de ces différentes limites de la compensation m'amènera à discuter des compromis qui se posent dans l'utilisation de la compensation dans les politiques environnementales et de leurs implications au regard des enjeux de conservation de la biodiversité.

# Chapitre 1

## Le dilemme de la compensation écologique : entre intérêts économiques et dynamiques écologiques

Ce chapitre a été publié en 2015 dans la revue *Sustainability*.

*Sustainability* **2015**, *7*, 7357–7378; doi:10.3390/su7067357

**OPEN ACCESS**

**sustainability**  
ISSN 2071-1050  
www.mdpi.com/journal/sustainability

Article

**The Biodiversity Offsetting Dilemma: Between Economic Rationales and Ecological Dynamics**

**Coralie Calvet <sup>1,2,\*</sup>, Claude Napoléone <sup>2</sup> and Jean-Michel Salles <sup>3</sup>**

<sup>1</sup> Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, UMR CNRS IRD 7263/237 IMBE, Site Agroparc, BP 61207, 84911 Avignon, Cedex 09, France

<sup>2</sup> INRA, UR0767 Ecodeveloppement, Site Agroparc, Domaine St Paul, CS 40509, 84914 Avignon, Cedex 09, France; E-Mail: [claude.napoleone@avignon.inra.fr](mailto:claude.napoleone@avignon.inra.fr)

<sup>3</sup> CNRS, UMR5474 LAMETA, Campus SupAgro, 2 place Pierre Viala, 34060 Montpellier Cedex 2, France; E-Mail: [jean-michel.salles@supagro.inra.fr](mailto:jean-michel.salles@supagro.inra.fr)

\* Author to whom correspondence should be addressed; E-Mail: [calvet@supagro.inra.fr](mailto:calvet@supagro.inra.fr); Tel.: +33-687-035-497.

Academic Editors: Géraldine Froger and Olivier Petit

Received: 27 February 2015 / Accepted: 28 May 2015 / Published: 9 June 2015

### Référence de l'article :

**Calvet, C., Napoléone, C., Salles, J.-M., 2015.** The Biodiversity Offsetting Dilemma: Between Economic Rationales and Ecological Dynamics. *Sustainability* *7*, 7357–7378 ; doi:10.3390/su7067357.

## **Abstract**

Although many countries have included biodiversity offsetting (BO) requirements in their environmental regulations over the past four decades, this mechanism has recently been the object of renewed political interest. Incorporated into the mitigation hierarchy in three steps aimed at avoiding, reducing and offsetting residual impacts on biodiversity arising from development projects, BO is promoted as the way to achieve the political goal of No Net Loss of biodiversity (NNL). The recent success of BO is mainly based on its ability to provide economic incentives for biodiversity conservation. However, the diversity of BO mechanisms (direct offsets, banking mechanism and offsetting funds) and the various institutional frameworks within which they are applied generate substantial confusion about their economic and ecological implications. In this article, we first analyze the rationale for the BO approach from the welfare and ecological economics. We show that both these frameworks support the use of BO to address environmental externalities, but that they differ in how they consider the substitutability issue and levels of sustainability with regard to natural and manufactured capital, and in how they address ecological concerns. We then examine the economic and ecological performance criteria of BO from conceptual and empirical perspectives. We highlight that the three BO mechanisms involve different economic and ecological logics and inherent benefits, but also potential risks in meeting biodiversity conservation targets. We lastly investigate the ecological constraints with respect to the BO practice, and economic and organizational limitations of the BO system that may impede achievement of NNL goals. We then reveal the existence of a tension between the economic and ecological rationales in conducting BO that requires making choices about the NNL policy objectives. Finally, this article questions the place of BO in conservation policies and discusses the trade-off between political will and ecological opportunities involved in the BO approach.

## **Keywords**

Biodiversity conservation; Biodiversity offsets; Ecological compensation; Economic incentives; Environmental policies; Human well-being; Natural capital; No net loss; Substitutability; Weak and strong sustainability

## 1. Introduction

Over the last two decades, environmental policies have increasingly used economic incentives for biodiversity conservation as more efficient ways of achieving conservation outcomes than traditional approaches [1]. Seen as a way to provide economic incentives, the concept of biodiversity offsetting (henceforth BO) has recently enjoyed renewed political interest, and is endorsed in many political agendas [2]. Whilst BO requirements have been appearing in the environmental regulations of many countries since the 1970s (but rarely implemented in practice [3]), BO has recently re-emerged in biodiversity strategies across national and international policies as the main innovative tool for biodiversity conservation worldwide [4]. Embodying a regulatory requirement, BO is primarily incorporated by law into the mitigation hierarchy in three steps aimed at avoiding, reducing and offsetting residual impacts on biodiversity arising from development projects [5]. The purpose of BO is to provide ecological gains counterbalancing negative impacts on biodiversity. In a context of economic development, BO is considered the main way to achieve the goal of No Net Loss (henceforth NNL) of biodiversity, currently being a central political objective [6].

In practice, the BO principle encompasses three main mechanisms: (1) direct offsets, requiring developers to carry out compensatory measures themselves through restoration actions or acquisitions of natural areas in which appropriate conservation plans are implemented; (2) the banking mechanism, whereby a third party called a bank operator implements larger restoration projects ahead of future impacts, generating thereby offsetting credits for future needs of developers; and (3) offsetting funds, organized by certain environmental organizations (public agencies or non-governmental conservation organizations) in order to collect money from developers to carry out restoration actions or conservation projects [7]. How these different mechanisms are used and regulated depends on the legislation and the institutional environments of each country [8]. In addition to this, there are also voluntary offsets in which developers propose offsets outside legal requirements, but we do not propose to treat them in this paper.

The rationale for the BO approach is to achieve ecological outcomes in a more efficient way than in traditional political approaches, being commonly regarded as a market-based instrument (henceforth MBI) [9]. Yet, while BO is often regarded as an MBI for biodiversity

both in academic and political spheres (especially in the form of the banking mechanism), some recent articles have shown that BO mechanisms do not really share the characteristics of market or market-like instruments, either in theory or in practice [10,11]. However, most academics and policy-makers still value BO on economic grounds, the revival of BO in environmental policies largely resting on its ability to promote economic incentives for biodiversity conservation. Overall, by allowing environmental outcomes to be achieved without limiting economic development, the concept of BO offers the promise of making economic development and growth compatible with biodiversity conservation [12].

In addition, the economic rationale behind the BO scheme has raised major concerns with both academics and conservationists especially with respect to ecological goals. For some, this approach gives rise to a commodification of biodiversity that tends to jeopardize biodiversity conservation instead of ensuring it [9,13]. These observations have raised questions about the limitations and risks of using the BO approach for biodiversity conservation. Recent reviews on BO emphasized the main theoretical and practical limitations involved in the implementation of offsets (e.g., specific problems associated with metrics, equivalence, timing, spatial, compliance, monitoring, *etc.*) [14,15].

However to date, the main conceptual limitations of the BO rationale and of its implementation have rarely been addressed in the scientific literature. Besides, the economic foundations of the BO approach have not been clarified in scientific articles. Moreover, the diversity of the BO mechanisms and the various institutional frameworks within which they are applied generate substantial confusion about their economic and ecological implications. Far from being exclusively of academic interest, analyzing the economic rationales of the BO approach should yield a better understanding of the functioning of its mechanisms, and help in dealing with their economic and ecological limitations.

In this article, we conduct such an analysis in three parts. First we examine the overall economic foundations and rationales for the BO approach to biodiversity conservation from an economics perspective. Whilst it is possible to address the overall rationale behind the BO scheme, we assume that the performance criteria of BO will vary across the three different BO mechanisms. We address this issue in the second part in two complementary ways. First, from a conceptual perspective, we examine the performance criteria of BO according to NNL policy

goals and the type of equivalence targeted. Then, from an empirical perspective, we conduct a systematic analysis of the three different BO mechanisms in three steps by first describing their functioning, secondly pointing out their economic and ecological benefits, and thirdly highlighting their main risks. Finally, in the third part of this article, we discuss the main economic and ecological structural limitations and challenges of the BO approach when it comes to meeting biodiversity conservation objectives.

## **2. Economic Foundations and Rationales for the BO Approach**

The principal objective behind the BO approach is to maintain biodiversity so as to achieve NNL of biodiversity in contexts where biodiversity losses occurred from development projects. BO is thus primarily addressed through the legal framework of Environmental Impacts Assessment [16]. In order to obtain permits, and in compliance with the mitigation hierarchy, developers are required to take compensatory measures to offset their environmental impacts leading to provide equivalent biodiversity gains. In most countries, environmental regulations aimed at in-kind offsetting mainly targeting “like-for-like” equivalence. This means that offset projects are designed according to ecological outcomes through actions of restoration, rehabilitation, creation or preservation of species and ecosystems [7,17]. In this perspective, regulatory frameworks only take into account the ecological gains provided by BO projects, regardless of the social or economic impacts of biodiversity losses. Thus, the rationale for using the BO system is primarily ecological.

However from an economics perspective, biodiversity losses represent social costs that go beyond the purely ecological level and need to be taken into account. Concern about the costs of loss of biodiversity has increased in recent years, especially since the publication of the Millennium Ecosystem Assessment reports [18] and The Economics of Ecosystems and Biodiversity reports [19]. These studies provide global economic assessments of biodiversity and ecosystem services, offering a general framework to link biodiversity and human well-being. They help to recognize that biodiversity underpins human well-being. In such a way, environmental losses are regarded as negative externalities that represent major costs for society and tend to reduce human well-being [20]. In this perspective, the main problems highlighted are decision-makers’ failure to take biodiversity losses into account in economic calculations, and the lack of policy tools encouraging the internalization of negative

externalities resulting from biodiversity losses [19]. Following the finding that traditional approaches failed in meeting the expected conservation outcomes, economic incentives have increasingly been used by policy-makers over recent decades to address environmental concerns [2]. Incentive approach aims to encourage economic decision-makers to adopt good environmental practices by offering compensation or rewards to individuals in exchange for environmental services [12].

By combining a regulatory approach, through the polluter-pays principle, with an economic incentives structure, the BO approach gained increasingly credibility and interest in political spheres [21,22]. The BO approach, in addition to ensuring that the legal compensatory obligation is met, should provide three major economic incentives that will influence developers' behavior and encourage good environmental practices. First, because BO represents significant costs for developers, it should be an incentive for developers to limit their impacts on biodiversity. Based on the insight that rational actors will perfectly weigh the economic costs and benefits of making their choices, developers are expected to minimize offsets, thereby reducing the impacts on biodiversity from their development projects. Second, the economic rationale of developers should lead them to comply with their offsetting requirements in the most efficient way, by seeking effective conservation projects [17]. Thus, if BO implementation is well framed and controlled by regulatory bodies, developers should in turn implement the best environmental practices by choosing the most cost-effective way to meet their offsets requirements (e.g., by using biodiversity banks). Lastly, through the financial benefits provided by some BO mechanisms, the BO system may provide incentives for private or public stakeholders to invest in conservation actions for economic reasons. The BO system can therefore exploit additional sources of funding for conservation actions, and may open the way to large and expensive conservation projects that probably could not have been implemented otherwise [23].

From the legal perspective, BO basically allows the internalization of negative externalities by requiring developers to offset the environmental losses they are causing. However, the rationale for the offsetting approach and the kind of offsets required can be regarded in different ways depending on the economics frameworks considered, especially with regard to

welfare economics and ecological economics<sup>31</sup> [24]. The main difference between these frameworks lies in how they consider the degree of substitution between the different forms of capital, especially natural capital and manufactured capital<sup>32</sup> [25], and the different kinds of sustainability they imply [26,27].

Welfare economics aims to find solutions to internalize negative externalities (resulting for instance from development projects) in order to maintain the level of social welfare. In the welfare economics framework, the hypothesis is one of weak sustainability, meaning that manufactured and natural capital can perfectly be substituted for each other: what matters for future generations is only the total aggregate stock of manufactured and natural capital, but not natural capital *per se* [26].

According to this viewpoint, there is high degree of substitution between manufactured and natural capital implying that natural capital may decrease as long as manufactured capital increases in accordance with maintaining human well-being. In this perspective, there is no reason to specifically preserve the natural capital [28,29]. However, what matters is to maintain the social welfare then expressed through the utility provided by the production of goods and services. Welfare theory is principally based on the Pareto-optimum principle which states “that social welfare is maximum when it is impossible to make anyone better off (*i.e.*, happier or in a preferred situation) without making someone else worse off (with initial endowments)” [30]. According to this principle, economic activity is limited because no development projects can be Pareto-optimal since they give rise to negative externalities and decrease the utility of at least one individual [31].

A solution to overcome this problem lies in the Kaldor-Hicks compensation principle specifying that “as long as the sum of the total benefits of the project is greater than the sum of

---

<sup>31</sup> Ecological economics is a recent and still developing branch of economics that advocates transdisciplinarity and whose central theme is that ecological constraints and limits need to be taken into account in economic systems and models [91,92].

<sup>32</sup> In standard economics “capital” is broadly defined as a stock of goods capable of providing future utility through the production of further goods and services [37]. Capital refers to the three production factors classified in terms of manufactured capital, human capital and natural capital [93]. Natural capital represents the totality of nature (soils, water, plants, species, ecosystems) and can be defined as any stock of natural resources or environmental assets which provide a flow of useful goods or services now and in the future [37]. Manufactured capital refers to goods or services coming from human production (e.g., factories, roads, buildings *etc.*) and human capital covers knowledge and human skills [26].



the total costs, a share of the benefits can be devoted to offsetting the social costs to meet the Pareto-optimality condition” [32,33]. In such situation, the compensation principle states that a change (e.g., resulting from development projects) is socially desirable if the individuals who are gaining from the new situation provide offsets to those who are suffering the losses. Moreover, if the costs of the offsets are borne by the developers and included in the total cost of the development project, the offsetting mechanism enables the internalization of negative externalities. The level of the offsets needed is assessed on the basis of the expected losses of utility. If losses of utility are assessed in monetary terms, offsets could be provided by financial gains. In this case, losses of natural capital will therefore be offset by financial gains instead of ecological gains. Thus, even if the welfare framework supports the use of offsetting to maintain the social welfare, high degree of substitution between the different types of capital is assumed (including natural capital and manufactured capital) because losses of natural capital are replaced by gains in other forms of capital. In this case, this is not about “biodiversity” offsetting but rather “utility” offsetting.

However, the weak sustainability hypothesis can be regarded as over-optimistic in the light of recent works especially the TEEB and MEA reports leading to a very paradoxical situation called “the paradox of the environmentalist” [34,35]. Whereas values of biodiversity have been shown and the need to preserve it to maintain human well-being, it might be possible for the society to fall into an irreversible and highly degraded state of biodiversity while human well-being continues to increase, at least in the short term. With regard to this situation, if social welfare is to be maintained, utility losses resulting from biodiversity losses must be offset by gains in biodiversity and not by financial gains. Therefore in this case, beyond the hypothesis of high substitutability between the different forms of capital, a strong sustainability approach should be considered even in the welfare economics framework [36].

Conversely to this framework, the ecological economics approach is basically based on the strong sustainability criterion. This approach assumes that natural capital is an essential production factor, thus considering that natural capital and manufactured capital are complementary and not perfectly substitutable. The strong sustainability perspective defines ecological sustainability as “the natural limits set by the carrying capacity of the natural environment (physically, chemically and biologically), so that human use does not irreversibly impair the integrity and proper functioning of its natural processes and components” [37]. According to this viewpoint, a decrease in natural capital cannot be compensated for by an increase in manufactured capital [38]. In this case, offsetting cannot be financial and must

result in gains in natural capital to maintain its level. However, the strong sustainability approach raises the problem of choosing the critical natural capital to maintain, and the minimum threshold levels below which they must not fall [39].

In practice, the implementation of the BO principle in environmental regulations aimed at achieving the NNL objective takes the strong sustainability perspective. In the context of development projects, losses in natural capital must be offset by gains in natural capital, implying that natural capital and manufactured capital cannot be substituted for each other. Moreover, the setting of the NNL objective in environmental policies reveals public and political awareness of the need to preserve biodiversity. The NNL goal was set during George H.W. Bush's campaign in 1988 in the United States of America (USA), initially to limit wetlands destruction [40]. The NNL objective then spread throughout the world, more recently becoming a political principle endorsed by many countries [6]. This commitment reveals the recognition of the various values and merits of biodiversity (social, economic and ecological) and the importance of maintaining natural capital by preserving it. Moreover, in contexts of strong ecological uncertainties about current and future biodiversity states and changes, incomplete knowledge about optimal levels of biodiversity, and when ecological extinctions are difficult to forecast [41], setting the NNL objective then represents a precautionary approach. According to the NNL perspective, two social choices are possible: either it is decided not to destroy the biodiversity that needs to be maintained, or it is decided to continue the economic and social developments because of their utility despite their environmental damages, but in this case, compensations for the destruction of biodiversity are involved. In this perspective, the BO principle represents the only way to reach the NNL objective. However, the level and type of ecological equivalence required between gains and losses depend on the equivalence criterion set in the NNL policy. The strict like-for-like equivalence represents for instance the highest levels of sustainability under BO regulations [3].

However, depending on the goals targeted in the NNL policy, different types of equivalence and associated offsetting can be provided. Indeed, the types of equivalence targeted in the BO system are closely linked to the goals of the NNL policies [3]. In line with Quétier *et al.* (2014), we examine from a conceptual perspective the various types of equivalence linked to NNL goals, and the associated BO baseline and metrics used to assess losses and gains in biodiversity (Table 1). When the NNL goal aims to maintain the level of human well-being, equivalence is based on the utility provided by the different forms of capital. In this case,

losses of natural capital can be offset by gains in another capital, *i.e.*, manufactured capital (line 1, Table 1). Monetary metrics can be used to assess losses and gains using cost-benefits analysis to assess benefits of development projects and costs of biodiversity losses. From this perspective, a weak sustainability approach is assumed as high degree of substitutability between capital (see section above).

Conversely, when losses of natural capital must be offset by gains in natural capital, BO requires an ecological equivalence based on a strong sustainability approach. However, we propose to better reflect the practices of BO policies by introducing a finer distinction between the different components of natural capital based on three main approaches to biodiversity that are: ecosystem services, functional, and individual with species and habitats [42] (lines 2 to 4, Table 1). We further argue that these different approaches to natural capital involve different types of ecological equivalence and BO approaches. NNL goal can relate to ecosystem services that need to be maintained to human well-being. In this case, offsetting aims to replace ecosystem services damages. Ecological indicators tied to the different categories of ecosystem services can be used to assess losses and gains in ecosystem services [43]. A functional approach to natural capital can also be considered, with BO aimed at maintaining NNL of ecological functions. Functional indicators can be used to assess losses and gains in ecological functions [44]. Lastly, through an NNL goal focused on an individual approach to biodiversity (*i.e.*, species or habitats), BO is aimed at maintaining populations or communities of species or specific habitats. Here, biological indicators can be used to assess species (vegetal or animal) losses and gains [15]. These different approaches to biodiversity involve different ways of looking at biodiversity in particular with regard to the recognition of the complexity of its dynamics and processes (see section 4.1).

NNL Goals		Types of Equivalence	Types of Offsetting	Possible Metrics Used for Assessing Losses and Gains
1	Maintaining human well-being	Equivalence in utility	Forms of capital: losses in natural capital can be offset by gains in another capital (e.g., manufactured capital)	Benefits of development projects <i>versus</i> values of biodiversity losses assessed through cost-benefits analysis
2	Maintaining the level of ecosystem services that are beneficial to human well-being	Equivalence in ecosystem services	Offsetting aimed at maintaining the production of damaged ecosystem services by providing equivalent gains in ecosystem services	Ecological indicators of ecosystem services by category (regulation, support, provision, cultural) (e.g., presence of species providing specific ecosystem services)
3	Maintaining ecological functions	Functional equivalence	Losses of ecological functions are offset by gains in the same ecological functions (e.g., habitat for species)	Functional indicators (e.g., habitat area, density of vegetation)
4	Maintaining species and habitats	Individual-based equivalence	Offsetting aims to replace the same species populations or communities and habitats lost	Biological indicators (e.g., presence/absence, species diversity)

**Table 1.** Types of equivalence, offsetting and metrics across No Net Loss (NNL) policy goals

### **3. Economic and Ecological Analysis of the BO Mechanisms Performance**

NNL policies commonly target, in practice, functional and individual (species or habitats) approaches to biodiversity to conduct BO. As stated above, three different mechanisms can be used to implement BO: direct offsets, banking mechanism and offsetting funds. We argue that economic and ecological criteria performance will vary among these three mechanisms [45].

#### **3.1. The Direct Offsets Approach**

Direct offsets involve the implementation of BO by the party responsible for environmental damages arising from development projects. In the US legislation, this system is commonly called “the permittee-responsible mitigation”. Offsets are single conservation projects tied to a given development project. In this way, each offsetting measure is defined and sized case by case in relation to specific quantified impacts [14]. Moreover, offsets are primarily carried out near the impacted area [7].

From an ecological perspective, this proximity between the offsetting site and the impacted area, combined with defining each offset in terms of one impact, should help reach the NNL objective through better ecological and geographical matching between biodiversity losses and gains [17]. However, for this direct offsets system to work, offsetting measures need to be properly incorporated into local conservation projects. Studies have shown that single offsets implemented regardless of local conservation projects and without being incorporated into spatial and temporal planning can lead to conservation failures [45]. Single offsets can also result in small and isolated conservation projects leading to ineffective conservation outcomes [46].

From the economic and organizational perspectives, the direct offsets approach is considered as being inefficient. In the USA, at the end of the 1980s, two reports pointed to shortcomings in the application of BO through the direct offsets approach leading to biodiversity losses [47,48]. These failures actually revealed major organizational difficulties in the enforcement of offsets requirements through the direct approach. This inefficiency was mainly due to the high transaction costs generated by the implementation of biodiversity offsets in individual

cases both for regulatory bodies and developers especially where large development projects are concerned [49]. Indeed, in the direct offsets system, the developers themselves are required to implement their offsetting measures. However, they generally do not have the necessary skills to conduct offsets that require significant expertise and specific knowledge. In this case, developers generally use service providers and experts to conduct their offsets, but this increases the financial costs of offsets measures. However, the level of expertise needed is highly dependent on the NNL goals and on the type of compensatory measure targeted [50]. For instance, preservation measures (*i.e.*, purchasing an existing natural area in order to preserve it) require lower levels of expertise and knowledge than restoration or creation actions [50]. However, the implementation of BO requirements through preservation actions raises strong concerns among scholars and conservationists in relation to the issue of the additionality of compensatory measures to meet the NNL goal [14]. In the USA, since BO regulations were reinforced, restoration measures have accounted for the highest proportion of direct offsets measures carried out (42% [51]); in contrast, such measures account for the smallest proportion of offsets in France (17% [52]). For the regulatory bodies responsible for the enforcement and monitoring of BO, offsets carried out through the direct approach generate high transaction costs too. This approach requires regulatory bodies to control and monitor as many offset projects as development projects, which generates significant transaction costs and makes it difficult to enforce offsetting liabilities [49,50]. In the USA, this inefficiency of the direct offsets system led to the implementation of the banking mechanism in early 1990s in response to these economic and ecological flaws [13].

### **3.2. The BO Banking Mechanism**

The BO banking is an innovative organizational form that emerged to meet offsetting requirements. Through this approach, a third part called an operator carries out offsetting measures on behalf of developers by creating an offsetting bank. This bank is composed of biodiversity credits corresponding to ecological gains provided by the bank operator. These gains generally result from restoration actions conducted ahead of future development projects that have been checked and approved by regulatory bodies before being used to offset developers' impacts. Thus, an offsetting bank serves to offset several and various impacts arising from different development projects. One of the main differences between this approach and the direct offsets approach is the transfer of responsibility from the developers to the bank

operator in conducting and monitoring the compensatory measures over time (note that the period of liability depends on national regulations; under US law it is forever because conservation easements are linked to offsetting banks, while in France, the average period is about thirty years [53]). Legal responsibility for offsets can also be transferred to the bank operator, but this too depends on the regulatory framework (transfer is possible under the US law whereas in France the developer retains legal liability [53]). The banking mechanism actually encompasses various schemes under different names according to regulatory and institutional frameworks and to the type of biodiversity targeted (e.g., species or habitat bank, wetland mitigation bank, biobank). The bank operator can be a private or a public organization or individuals, and the offsetting bank can be commercial or non-commercial [7].

From an ecological perspective, the banking mechanism is supposed providing better conservation outcomes than in the direct offsets approach. First, by pooling various small offset actions within a larger offsetting project, the banking mechanism better guarantees ecological and conservation successes [54,55]. Combining the offsetting liabilities of several developers over a larger area providing greater ecological benefits increases the chances of successful offsets coming from biodiversity banks. Moreover, planning in advance for offsets through the banking mechanism encourages the right choice of offset sites and actions to be made in relation to local conservation issues. In addition, the banking approach helps prevent temporary losses of biodiversity by providing biodiversity gains ahead of future ecological impacts [56]. Indeed, a major argument for the ecological benefits provided by biodiversity banking is the effective temporal and spatial strategy that the mechanism encourages, in terms of offset locations and types (*i.e.*, ecological actions) [45]. Advance checking and approval by federal agencies of the ecological results that the bank proposes to offset future impacts also limits offsets failures [57]. Lastly, depending on the level of asset specificity set by regulations, the banking system can even aim for significant environmental gains, leading to good ecological restoration projects.

However, although the banking mechanism was expected to ensure ecological success, many case studies have revealed difficulties and failures in achieving NNL of biodiversity [58,59]. These findings have led to an extensive academic debate on the relevance of such tools for biodiversity conservation [60,61]. On technical concerns, some studies revealed particular problems in relation to spatial issues and restoration results [62,63]. Contrary to the direct offsets approach, the banking mechanism necessarily implies off-site offsets and greater gaps between

losses and gains in biodiversity, despite the definition of a specific service area (*i.e.*, a geographic area in which the bank can sell its credits; in the US wetland mitigation banking, this is usually a sub-basin area from 255 km<sup>2</sup> to 3544 km<sup>2</sup> in size, depending on the State [64]). Indeed, this mechanism requires a sufficiently large area for the offsetting market to function properly (increasing offsets demand), which tends to reduce the geographical equivalence between ecological losses and gains. Moreover, due to the possibility of offsetting for multiple impacts via the same environmental gain, asset specificity is decreased [50]. Thus, as biodiversity offsets are not sized and carried out according to one specific ecological impact, the ecological equivalence between biodiversity losses and gains is supposed to be weaker than in direct offsets. In fact, for the banking mechanism to function properly, biodiversity credits need to be sufficiently standardized to be equivalent to several ecological impacts.

From the economic and organizational perspectives, the BO banking mechanism is commonly regarded as an MBI both in academic and political spheres (although some academics have challenged its implementation as such [64,65]). In theory, MBIs are expected to reach any desired level of ecological objectives in the most efficient way (*i.e.*, at the lowest cost) if they are properly designed and implemented [66]. In the case of BO, the desired level corresponds to the NNL objective that requires impacts on biodiversity to be offset. Due to specific features of the banking mechanism, this approach is expected to be the most efficient way to implement offsets [67]. The banking mechanism can be also regarded as an economic incentive for both developers and bank operators (see Section 2). Developers and bank operators are expected to find the most efficient ways to carry out offsets [66]. The main advantage of the banking mechanism lies in the use of an intermediary, which greatly reduces transaction costs for developers and regulatory bodies [49]. Through this mechanism, developers transfer the costs of implementation, management and monitoring of offsets to bank operators strongly limiting their transaction costs. Even though regulatory bodies spend time setting up an offsetting bank, once the bank is operational, less time and work are required to check and monitor offsets than with direct offsets, due to economies of scale. Thus, regulatory bodies can ensure better control and monitoring of offsets, leading to better enforcement of environmental regulations [50]. As for bank operators, even though they bear the transaction costs tied to offsets, they can achieve cost-effective implementation of offsets by taking advantage of the economies of scale resulting from large offsetting projects [68].



Turning briefly to the social dimension, the banking mechanism fosters the development of partnerships between parties who do not usually interact. Implementing an offsetting bank leads various stakeholders (public, private, organizations or individuals) from different sectors (business, conservation, agriculture) to exchange views on environmental issues. The banking mechanism encourages them to communicate and share, in order to balance their different goals. However, the banking mechanism also raises social inequality issues. The main concern is that those benefitting from offsets are not those suffering as a result of ecological losses. The banking mechanism implies a spatial gap between the impact and offsetting areas, meaning that the people who benefit from compensatory measures are not likely to be those who suffer from the environmental damage [69]. Although this issue deserves to be explored further, it is beyond the scope of this article.

The performance of the offsetting market depends on two main parameters: (1) the enforcement of offsetting liabilities that defines the offset demand (type of credits and quantity); and (2) the rules of the biodiversity banking system that determine the supply of offset credits (mainly the definition of ecological and geographical equivalence criteria setting the limits of the service area and the degree of asset specificity required). These two parameters actually depend on the institutional and legal contexts behind the BO device. The performance of the banking mechanism is, in fact, highly dependent on institutional and political choices.

From an empirical perspective, following the reports highlighting the inefficiency of the BO system in the USA, in 2008 the government set up the Final Rule to “improve the quality and success of compensatory mitigation projects” [51]. The definition of the 2008 Final Rule greatly reinforced the legal liabilities connected with BO by defining a specific framework, improving the control and monitoring of offsets, and providing precise rules (e.g., definition of a standardized method to assess ecological equivalence, requirement for funds for long term management, setting up a conservation easement, better organization of the banking system, *etc.*) [64]. Through the 2008 Final Rule, the US government encouraged developers to use the banking mechanism to conduct their offsets due to the banks’ ecological and economic efficiency. The strong decrease in transaction costs to developers allowed through the banking mechanism and the reinforcement of regulations gave developers a stronger incentive to use this mechanism to meet their offsetting liabilities.

### **3.3. Offsetting Funds**

In the offsetting funds system, also called “in-lieu fee mitigation” under the US legislation, developers pay a fee to specific entities, which differ depending on regulations (government, public agencies, non-governmental organizations, municipalities or environmental organizations). This mechanism also involves a third party who collects money from the developers and takes financial and legal responsibility for the success of offsets [70]. In this mechanism, the link between financial transfers and ecological gains is less direct and clear. Studies of offsetting fund programs showed that these payments often result in poorly planned offsetting projects that do not provide sufficient ecological and geographical equivalences with impacts [71]. The performance criteria are less demanding than in the banking or direct offsets mechanisms (with regard to management funds, equivalence assessment methods, control and monitoring of offsets implementation) [72]. Moreover, offsetting fund programs often provide offsets well after impacts occur. Thus, in most cases, offsetting funds do not provide sufficient guarantees that NNL of biodiversity will be achieved.

Offsetting fund programs face a risk of underestimating the funds required to conduct and achieve offsetting projects, or even to failure to perform the expected ecological actions [73]. In addition, the unclear link between the impacts of projects and offsetting requirements may mean that developers fail to take biodiversity into account when planning development projects [7]. In practice, offsetting funds are rarely incorporated into regulatory frameworks; they are often accepted in exceptional cases or in addition to other offsetting measures [7].

## **4. Main Structural Limitations for the BO Approach in Meeting the Biodiversity Conservation Objectives**

### **4.1. Ecological Limitations**

- **Limitations in integrating ecological knowledge through BO practices**

A major limitation of the BO system is that it is primarily based on incomplete and imprecise scientific knowledge regarding biodiversity and conservation issues [17]. Most of the practice of BO implicitly rests on scientific knowledge in the fields of ecology, conservation biology and ecological restoration. These disciplines remain relatively young scientific areas and face strong uncertainties with regard both to understanding biodiversity and its dynamics, and to predicting how it will evolve in a changing world [74,75]. In this context, the ecological success of BO remains uncertain and hard to predict. Restoration actions in particular have yielded mixed results, revealing difficulties in the recovery of the whole targeted ecosystem, with substantial and unrecovered ecological losses [54,62].

In addition to imprecise scientific knowledge, the BO system is conceptually impaired by the inherent difficulty of applying the most recent advances in ecology and conservation biology. Indeed, due to technical and operational limitations (e.g., time and spatial constraints in conducting environmental impact assessments and designing appropriate offsets), BO is constrained in practice to taking partial account of ecological scientific knowledge. Actually, the BO process is hardly influenced by current progress in scientific ecology, and a major gap is likely to result from the continuous mismatch between recent ecological researches and how biodiversity is treated in the BO process [76,77]. For instance, BO tends to consider species and habitats as isolated and static features of the ecosystem. However, this approach ignores a decade of research in ecology that has demonstrated the importance of adopting an even more systemic approach to biodiversity (*i.e.*, accounting for biodiversity dynamics, ecological interactions and processes) to consider higher degrees of ecological complexity (we define here ecological complexity by the property of ecological systems to be structured by multiple links and ecological interactions, emergent processes and non-linear dynamics) (Figure 8). Ecosystems responses to biodiversity loss, for example, often show non-linear and

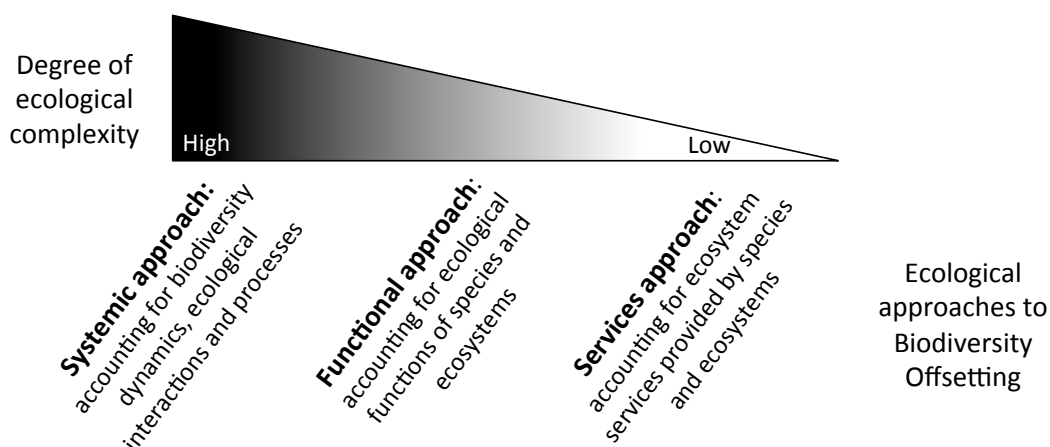
not instantaneous dynamics and are often accelerated beyond an unknown threshold of disturbance [78]. Besides, in adopting a temporally and spatially restricted view of biodiversity during the assessment of losses, BO ignores the biodiversity potentially present (so called “dark-diversity”) [79]. The BO framework also hardly considers the dynamics of biodiversity that result from processes interacting at different spatial scales from local to global [80]. Moreover, extinction debts may also be expressed long after disturbances, especially for species with long generation times, posing a major challenge for biodiversity conservation and BO [81,82].

Thus, ignoring these complex dynamics may lead to the underestimation of the extent and intensity of specific impacts on biodiversity at both local and global scales. For instance, even small changes in the structure and compositions of ecosystems can have delayed and cascading effects on multiple species [75]. Moreover, most ecosystems can be considered as singular entities with unique trajectories and resulting from a complex network of interactions with other ecosystems [94]. These properties of ecological systems challenge the accurate estimate of most impacts and may render even small and local biodiversity losses irreversible. Overall, adopting a complex view of biodiversity makes it clear that biodiversity cannot be reduced to some of its isolated components (e.g., species or habitat), functions or utility (e.g., by adopting the lens of ecosystem services), as it is endorsed by the BO framework.

Moreover, switching from a systemic approach of biodiversity in the BO process to more functional or services approaches involves strong reductions in considering ecological complexity and represents an incomplete and less accurate view of biodiversity (Figure 8). First, ecosystem services are based on ecological functions which are judged to be useful to humans [83]. Therefore, one ecosystem service can be provided by different ecological functions. A complex lattice of species’ interactions, functional traits and dynamics are involved in ecosystem productivity, with varying degrees of usefulness. Ecosystem services are therefore only partially related to certain ecological functions; but many ecological functions cannot be equated with ecosystem services and can even constitute disservices (e.g., pollination is a function equated with a service for fruit production but with a disservice if invasive species are pollinated). There is no need for biodiversity to provide various ecosystem services that can be actually accomplished by human technologies (e.g., construction of a water treatment plant to provide the service of wastewater purification, pollination by hand to provide the pollination service).

Second, adopting a functional approach gives an incomplete view of biodiversity, as various and different species and ecosystems processes are able to provide the same ecological function (e.g., habitat function, climate regulation function). Moreover, ecological functions heavily depend on the structure and properties of ecosystems and on their distribution in space and time, which influence ecological interactions and ecosystem resilience [84]. Major ecological studies have thus emphasized the importance of adopting an even broader approach to biodiversity dynamics, ecological interactions and processes, resulting in a more thorough description of biodiversity. However, the reduction in considering the ecological complexity through functional or services approaches does not reveal the difficulties in assessing ecosystem services or ecological functions of biodiversity. Indeed, this is not because taking ecological complexity account is less high than assessments of ecosystem services or functions are easier to conduct.

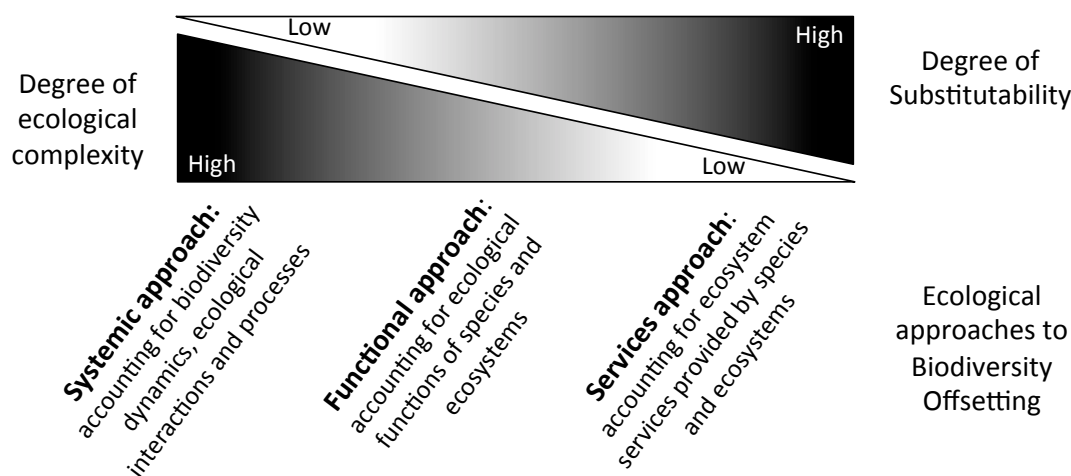
Overall, the BO system fails to integrate and account for the ecological complexity of biodiversity in practice. Consequently, the BO process actually has problems accommodating the extensive contributions from ecology, especially when assessing biodiversity losses and designing equivalent offsets. The risk is that these failures may lead to underestimating ecological impacts, with the resulting incomplete or poor definition of equivalent offsets. From that perspective, BO may result in net loss of biodiversity, being unlikely to achieve>NNL of biodiversity [61].



**Figure 8.** A complexity gradient across ecological approaches to biodiversity.

- **Limits to substitutability**

As Figure 8 illustrates, we argue that the degree of substitutability of biodiversity varies inversely with the degree of complexity of biodiversity (Figure 9). Mainly due to imprecise knowledge and technical difficulties both in accounting for biodiversity and in restoring ecosystems (as mentioned in the previous section), the higher the complexity of the biodiversity taken into account, the harder it is to reproduce the components of biodiversity, and thus to consider it as substitutable [85,86].



**Figure 9.** Trade-off between the degree of biodiversity complexity and its substitutability

This leads to a paradoxical situation regarding BO. The NNL objective assumes a strong sustainability approach, which in turn implies low substitutability. However, the degree of substitutability depends on the ecological approach to biodiversity considered. It will be very difficult, perhaps impossible, to apply BO under a systemic approach to biodiversity because of impossibilities in accounting for all the biodiversity components. Thus, the NNL goal cannot be met easily when biodiversity is considered as being a highly complex object: the higher the degree of complexity involved in biodiversity losses, the less likely they are to be replaced and ecological equivalents found. And if we consider highly substitutable approaches of biodiversity *i.e.*, ecosystem services or functional approaches (Figure 9), we are failing to take the ecological complexity of biodiversity properly into account and this seems irrelevant from ecological perspective. This means that NNL policies and BO need to be defined and set up in such a way as to address the substitutability issues aiming at accounting the highest complexity gradient of biodiversity.

Placing the objectives of NNL policies within this context of substitutability constraints raises the question of NNL policy trade-offs. On the one hand, there is the will to implement an ambitious biodiversity conservation policy involving preserving a high degree of complexity in biodiversity, and on the other hand, BO risks falling short of the targeted results because of substitutability issues. In this situation, what kind of biodiversity should be targeted in NNL policies, and what are the most relevant ecological approaches to achieve it?

Answering these questions implies political choices based on the science available, and should, in our opinion, reflect a democratic choice of the kind of biodiversity we as a society agree to sacrifice and of the kind of biodiversity we decide to keep intact instead of pretending that win-win strategy can in most cases be found and scientifically supported. Indeed, the substitutability issue must be bounded by ethical concerns, based on social choice, for what we can offset and what we must preserve [87–89].

We suggest that the BO scheme be reserved for easily reproducible biodiversity *i.e.*, for ordinary biodiversity that includes many ecological equivalencies and allows considering simpler approaches of biodiversity due to lower conservation issues. The BO mechanisms cannot stand alone as a way to protect nature, but need to be backed up by properly-enforced public policy able to preserve non-substitutable ecosystems or species. Indeed, preventing the loss of biodiversity that we consider important to preserve from damage (such as endangered species and habitats) by strict statutory prohibitions remains the best way to guarantee no net loss of biodiversity.

## **4.2. Economic and Organizational Limitations**

- **The risk of economic objectives prevailing over ecological objectives**

Through the use of economic incentives to preserve biodiversity, a new economic sector is emerging, featuring stakeholders new to the world of biodiversity conservation. This new economic sector involves, for example, environmental consultants, ecological engineering firms, companies and collaborative organizations whose primary aims are not necessarily those of biodiversity conservation. In the US where the offsetting sector is operating for a long time, the size of the overall annual market connected with BO is about USD 2.4–4.0 billion [8]. The BO system thus obviously encompasses more than purely environmental

objectives; substantial lobbying now surrounds this market, with explicitly financial goals to be reached through “business solutions for a sustainable world”<sup>33</sup>. The risk here is drifting away from a system aimed at preserving biodiversity towards a system aimed at ensuring economic outcomes [60]. This could have the perverse effect, as recent studies have shown [53,60], of encouraging some stakeholders to favor economic objectives over ecological objectives in order to preserve the link between the economic sector and the BO system.

- **The limited ability of economic design to meet ecological concerns**

While the banking mechanism is currently seen as the best way to perform BO from an ecological and an economic standpoint, this ecological and organizational efficiency carries risks. It could well encourage BO to be selected in preference to making initial efforts to avoid or minimize impacts on biodiversity. It needs to be remembered that the BO system necessarily implies ecological damage. Moreover, from an economic perspective, the proper functioning of this system implies assumptions on biodiversity assets. The banking system requires the most homogeneous and standardized biodiversity units to encourage trading of biodiversity credits. The more complex and specific the biodiversity credits, the harder it is for the offsetting bank to find buyers and sell its credits. In addition to the substitutability issues mentioned above, the economic mechanism behind the banking mechanism makes it difficult to target complex biodiversity with strong asset specificity. Even in the most effective mechanism, the banking system can thus lead to strong reduction in the complexity of biodiversity due to economic constraints imposing simplified biodiversity credits.

- **Organizational limitations: institutional risks**

In examining the BO mechanisms, we emphasized the importance of the institutional environment in ensuring good performance. The history of US legislation on BO shows that imprecise rules and the instability of the BO system leads in practice to offsetting failures. In fact, when an offsetting system is poorly designed and supervised, opportunistic behaviors can even lead to biodiversity losses. Nonetheless, some studies indicate that a certain flexibility needs to be maintained, for instance so as to allow the system to adapt to unexpected events resulting from environmental factors (e.g., species change in the context of climate changes)

---

<sup>33</sup> <http://www.wbcd.org/home.aspx>



[90]. However, this institutionalization of the BO system depends on political will. Thus, under US and Australian legislation, the offsetting banking system is now well framed and regulated, leading to an improved BO system [49,50]. Better definition of the rules of the banking system encouraged bank operators to invest in conservation actions and developers to use the system. Elsewhere, especially in Europe, environmental regulations tied to BO liabilities have recently been significantly reinforced, but the banking system is still in experimental stages in most countries (France, United Kingdom, Germany) [8]. While this mechanism has begun to be introduced into environmental legislation, the design of current policy does not meet expectations because there are still many remaining institutional and organizational challenges to BO success.

## 5. Conclusions

The first objective of this paper was to clarify the economic background to the BO approach to biodiversity conservation. We showed that welfare economics and ecological economics offer relevant frameworks to analyze the BO approach. Whilst the basic assumptions behind these two approaches differ mainly in how they consider the substitutability and sustainability issues regarding capital, they both reveal the attractiveness of the BO concept and justify its use to address environmental externalities. However, they do not consider the same equivalence criteria and therefore do not involve the same performance criteria for BO. Welfare economics looks at equivalence in terms of utility, whereas ecological economics requires an ecological equivalence. Moreover, we showed that depending on the NNL policy goals, the BO system may consider different components of biodiversity involving different ecological approaches to biodiversity and resulting in different performance criteria and metrics used to assess losses and gains of biodiversity.

The second objective of this paper was to provide performance analysis of the three different BO mechanisms and highlight the main structural limitations of the BO approach in meeting biodiversity conservation objectives. Focused on ecological dimension, the banking mechanism ensures greater ecological effectiveness of offsets than the direct approach. However, in terms of ecological and geographical equivalence, the direct offsets approach is better at taking specific ecological features into account. From an economic perspective, the banking mechanism is more efficient than the direct offsets approach, but the economic

constraints behind this mechanism can lead to inappropriate biodiversity conservation outcomes. Thus, defining a specific institutional framework and clarifying the regulations surrounding BO would appear to be crucial to the proper functioning of the system and the limitation of potential perverse risks.

Finally, we showed how the ecological limitations of BO point to a need to rethink NNL policies and BO goals in relation with the objectives of biodiversity conservation. In this sense, this paper offers a framework for debate on the balance between political will and ecological opportunities. Political choices are central to NNL policies, but they need to be based on the science currently available. In the light of ecological constraints, these choices will also necessarily involve public consultation.

Clearly, one of the main ways to improve the BO system is to better incorporate scientific contributions and social representation of biodiversity into the BO process. Ongoing ecological studies need to be used to support the increasing recourse to BO. Likewise, the scientific community should continue to investigate BO both in the natural and in the social sciences, providing both ecological and economics insights. While we have revealed the importance of economic factors within the BO process, careful investigation of how they operate in each specific project is needed.

## **Partie II**

### **Approche *empirique* de la compensation écologique**

---

Après avoir analysé théoriquement le principe de la compensation, nous étudions, dans cette partie, dans quelle mesure la mise en œuvre de la compensation écologique permet d'atteindre les objectifs écologiques qu'elle vise dans des cas d'application concrets. L'analyse empirique porte sur l'évaluation de l'efficacité de deux modes d'organisation pour mettre en œuvre les obligations de compensation écologique dans le cadre d'impacts autorisés sur la biodiversité : un mécanisme de banque de compensation, appelé Réserves d'Actifs Naturels (RAN), et un système de contrats agro-environnementaux. Ces mécanismes représentent deux modes d'organisation innovants en France pour la conduite des compensations. Dans cette perspective, il conviendra d'analyser les intérêts et limites de chaque dispositif au regard des critères d'efficacité de la compensation et d'en évaluer les conséquences sur son objectif écologique. Formellement, l'efficacité des mécanismes de compensation s'évalue au travers de critères d'additionnalité, de pérennité et d'équivalence écologique entre les pertes et les gains (Bull, Suttle, Gordon, et al., 2013 ; Business and Biodiversity Offsets Programme ( BBOP ), 2012 ; Gonçalves et al., 2015).

L'*additionnalité* se définit par les gains écologiques, ou bénéfices de la conservation, produits par les mesures compensatoires et qui n'auraient pas été réalisés en l'absence des actions de compensation.

La *pérennité* se réfère au maintien dans le temps des gains écologiques apportés par les mesures compensatoires. La pérennité peut s'évaluer à deux échelles de temps : sur une durée définie d'après les engagements réglementaires des aménageurs, et sur une durée indéfinie assurant le maintien des gains écologiques au-delà des engagements réglementaires, à perpétuité.

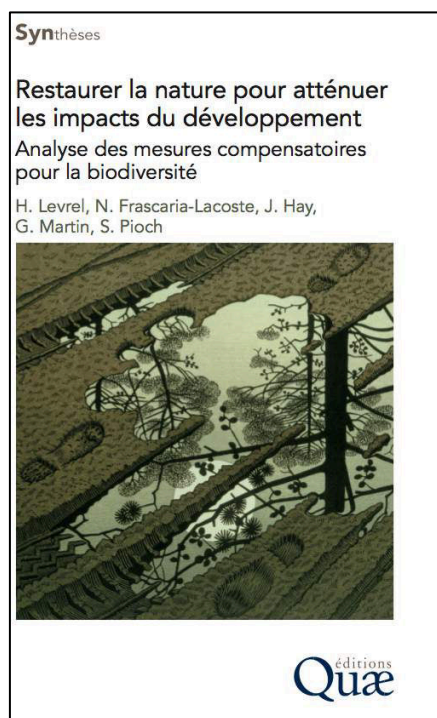
L'*équivalence écologique* porte sur le respect du critère « d'absence de perte nette écologique » en assurant que les pertes de biodiversité produites à un endroit soient compensées par les gains produits ailleurs.

Cette partie se compose des chapitres 2, 3 et 4. Le chapitre 2 s'intéresse à l'analyse du mécanisme de RAN développé dans le sud de la France. Le chapitre 3 propose de mettre en perspective les principales caractéristiques du système de banque français avec celles du système de banque américain. Enfin, le chapitre 4 étudie l'opportunité du développement des contrats agro-environnementaux dans les politiques de compensation écologique. Une comparaison des deux modes d'organisation étudiés, la RAN et la contractualisation agro-environnementale, est proposée en synthèses de la partie II.

## Chapitre 2

# La Réserve d'Actifs Naturels : une nouvelle forme d'organisation pour la préservation de la biodiversité en France ?

Ce chapitre est rédigé à partir d'un article publié en 2015 dans l'ouvrage Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S. (Eds.). *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement. Analyse Des Mesures Compensatoires Pour La Biodiversité*. Editions Quae, Collection Synthèses<sup>34</sup>.



### Référence de l'article :

**Calvet, C.,** Levrel, H., Napoléone, C., Dutoit, T., 2015. La Réserve d'Actifs Naturels : une nouvelle forme d'organisation pour la préservation de la biodiversité en France ? Dans Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S. (Eds.). *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement. Analyse Des Mesures Compensatoires Pour La Biodiversité*. Editions Quae, Collection Synthèses, Versailles, Chapitre 12, pp. 139–156.

<sup>34</sup> En raison des efforts de vulgarisation nécessaires à la publication de l'article dans cet ouvrage, le texte de ce chapitre a été modifié par rapport à celui de l'article publié.

## 1. Introduction

La possibilité de compenser des impacts écologiques résiduels provenant de projets d'aménagement via le mécanisme d'offre de compensation vient d'être introduite dans le projet de loi relatif à la biodiversité (articles 33A, 33B et 33C du projet de loi n° 1847). La compensation écologique constitue la dernière étape de la séquence éviter-réduire-compenser (ERC) les impacts environnementaux des projets d'aménagement faisant l'objet d'une doctrine nationale publiée par le gouvernement français en 2012 (MEDDE, 2012a ; voir chapitre 2). La compensation vise « l'absence de perte nette de biodiversité », initiative intégrée à la stratégie de la Commission Européenne pour la biodiversité à l'horizon 2020 (European Commission, 2011). La mise en place d'une offre de compensation par un opérateur tiers peut se réaliser via la création d'une Réserve d'actifs naturels (RAN)<sup>35</sup>. Ce dispositif constitue une forme d'organisation particulière et innovante en France pour réaliser les obligations compensatoires des maîtres d'ouvrage. Les compensations écologiques mises en œuvre au travers d'un mécanisme d'offre de compensation visent une meilleure efficacité organisationnelle et écologique que celles menées de manière individuelle, au cas par cas, directement par les maîtres d'ouvrage (Moreno-Mateos et al., 2012 ; Scemama et Levrel, 2014).

Six années après la première expérimentation de RAN menée en France par la Caisse des dépôts et des consignations Biodiversité (CDC B)<sup>36</sup> sous le contrôle du ministère de l'Écologie (MEDDE), le gouvernement français s'apprête à renouveler l'expérience avec cinq nouvelles opérations qui devraient voir le jour très prochainement<sup>37</sup>.

À l'aube de leur lancement, il semble donc nécessaire de faire un premier bilan de l'expérimentation initiée par la CDC B en 2008 dans le département des Bouches-du-Rhône

---

<sup>35</sup> « Réserve d'actifs naturels » ou « banque de compensation » ? La terminologie internationale utilise le terme de *mitigation bank* pour désigner ce type de mécanisme. En France, la réglementation prévoit une offre de compensation par la mise en place de « réserves d'actifs naturels » (RAN). Bien que ces dispositifs soient similaires dans leur objectif et dans leur fonctionnement général, nous utiliserons dans cet article le terme de RAN afin de respecter la terminologie française.

<sup>36</sup> Filiale de la Caisse des dépôts et des consignations, c'est une institution de droit privé qui intervient auprès des maîtres d'ouvrage et des pouvoirs publics dans leurs actions en faveur de la biodiversité.

<sup>37</sup> Faisant suite à un appel à projet lancé en 2011, les opérations devraient être mises en place en 2015 (voir le détail des opérations dans la section 7).

sous le nom d'« opération Cossure ». Nous proposons dans ce chapitre d'analyser les caractéristiques organisationnelles, institutionnelles et écologiques de ce dispositif expérimental, afin de vérifier si elles permettent d'atteindre « l'absence de perte nette de biodiversité ».

Nous nous intéressons pour cela à deux principales questions : Comment a été dimensionnée et organisée la RAN de Cossure ? Quelles sont les conséquences de ce dimensionnement et de cette organisation sur la mise en œuvre des compensations et sur l'atteinte de l'objectif « d'absence de perte nette » de la biodiversité ?

Pour répondre à ces questions, nous mobilisons le cadre d'analyse de l'économie des organisations, branche de l'économie néo-institutionnelle, que nous présentons brièvement dans la deuxième section de cet article, avec le matériel utilisé pour mener cette étude. Nous décrivons dans la section suivante le contexte d'émergence de la première RAN française afin de comprendre les fondements et la logique rattachés à la mise en place de ce mécanisme en France. Provenant d'un partenariat entre le MEDDE et la CDC B, nous nous intéresserons particulièrement dans cette section aux contextes politiques et stratégiques de ces acteurs. Nous analysons dans la quatrième section de cet article le dimensionnement de la RAN de Cossure, pour ensuite en préciser les caractéristiques organisationnelles et institutionnelles dans la section suivante. La sixième section propose d'évaluer les conséquences du dimensionnement et de l'organisation de la RAN sur la transaction. Nous concluons dans une dernière section sur les avantages et les limites qu'offre cette expérimentation pour la future politique « d'absence de perte nette » en cours d'élaboration en France. En ce sens, nous terminons cet article sur des perspectives écologiques et institutionnelles qu'il serait nécessaire de considérer dans le cas du développement de ces mécanismes en France.

## 2. Méthode et matériels

### 2.1. Le cadre d'analyse de l'économie des organisations appliqué à la RAN<sup>38</sup>

L'économie des organisations s'intéresse à l'étude des modes d'organisation pour réaliser les transactions (Ménard, 2012). Nous considérons la compensation comme une transaction. La création d'une RAN constitue une forme particulière d'organisation de la transaction de la compensation qui implique trois principaux acteurs : l'opérateur qui crée la RAN, les maîtres d'ouvrage (également nommés aménageurs ou développeurs) qui doivent compenser leurs impacts environnementaux, et les services de l'État (génériquement appelés « régulateur ») en charge de faire respecter la réglementation environnementale et de valider les compensations proposées. Dans ce cadre, l'opérateur de la RAN investit dans du capital naturel afin de produire des gains écologiques qui seront échangeables, au titre de compensations, avec des maîtres d'ouvrage ayant provoqué des dommages environnementaux équivalents (Scemama et Levrel, 2014).

Le choix d'un mode d'organisation pour réaliser la transaction dépend de son adaptation aux caractéristiques de la transaction. Les caractéristiques de la transaction de la compensation sont : l'incertitude autour de la transaction, la spécificité des actifs de la transaction et la fréquence des transactions<sup>39</sup>. L'efficacité et la pérennité d'un mode d'organisation s'évaluent par sa capacité à être « le mieux » adaptée aux caractéristiques de la transaction (Coase, 1937).

Nous proposons donc d'évaluer l'efficacité et la pérennité du système de RAN à réaliser la transaction de la compensation en analysant si les caractéristiques de cette transaction sont au mieux adaptées au mode d'organisation. L'idée générale est d'étudier si les investissements réalisés pour constituer la RAN et son organisation, d'une part, sont adaptés à la transaction et, d'autre part, permettent d'atteindre l'objectif global d'absence de perte nette de biodiversité.

---

<sup>38</sup> La description du cadre d'analyse de l'économie des organisations a été allégée et synthétisée dans ce chapitre pour éviter les répétitions avec la section 2 de l'introduction générale qui en propose une description détaillée.

<sup>39</sup> Pour plus de détails sur la description des caractéristiques de la transaction se référer à la section 2.4 de l'introduction générale.



## **2.2. Matériel**

Le matériel analysé dans cette étude provient de trois sources différentes : (1) d'une enquête menée auprès de tous les acteurs du dispositif ayant participé à la mise en place de la RAN ou participant à son fonctionnement actuel ; (2) des contrats établis pour la réalisation de la transaction dans la RAN ; et (3) de la participation pendant trois années (2012-2015) aux réunions biannuelles du comité de pilotage de l'opération Cossure.

Concernant l'enquête, elle a été menée en 2012 via des entretiens semi-directifs individuels en « face à face » auprès de toutes les catégories d'acteurs ayant un rôle important dans le dispositif de RAN (Vaissière et al., 2015 ; Coggan et al., 2013). Ainsi, 23 personnes réparties dans cinq grandes catégories d'acteurs ont été enquêtées avec une durée moyenne par entretien de 2h (Table 2). Un canevas de questionnaire a été utilisé en support des entretiens. En fonction de l'échelle et de la période d'intervention des personnes enquêtées dans le dispositif, les questions ont été adaptées. En effet, les informations recherchées n'étaient pas les mêmes à l'échelle nationale ou locale, et au moment de la création de la RAN et de son fonctionnement actuel. Egalement, le niveau d'information des personnes différait selon ces critères.

Les contrats écrits analysés sont : les deux conventions établies entre le MEDDE et CDC B encadrant le dispositif de RAN, les conventions de partenariat entre CDC B et les structures partenaires de l'opération (CEN PACA, IMBE, agriculteurs), et les documents diffusés lors des réunions du comité de pilotage de l'opération.

Rôle dans le dispositif de RAN	Structure professionnelle des personnes enquêtées au moment de leur participation au dispositif de RAN	Echelle d'intervention dans le dispositif	
		Locale	Nationale
Opérateur de la RAN (propriétaire et investisseur)	CDC Biodiversité	1	3
Régulateur	Services de l'Etat (Ministère de l'Ecologie, Haute Autorité Environnementale, DREAL, DDTM)	5	6
Partenaire (gestionnaire du site)	Conservatoire des Espaces Naturels et Chambre d'Agriculture (PACA)	3	-
Evaluateur (avis sur les dossiers de compensation)	Conseil National de Protection de la Nature (CNPN) / Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel (CSRPN) <sup>40</sup>	1	2
Partenaire (conseil et réalisation des gains écologiques)	Instituts de recherche (CNRS, INRA)	2	-
<b>TOTAL</b>		<b>12</b>	<b>11</b>

**Table 2.** Répartition du nombre de personnes enquêtées selon les structures professionnelles dans lesquelles elles travaillaient au moment de leur participation au dispositif de la RAN, et selon leur échelle d'intervention (nationale ou locale).

<sup>40</sup> Ces comités, composés de scientifiques rattachés à différentes institutions et spécialistes des questions de biodiversité, sont mobilisés dans le cadre de la compensation en vue d'apporter un éclairage scientifique principalement sur les questions d'équivalence et de pertinence écologiques des mesures compensatoires. Le CNPN est rattaché au Ministère de l'Ecologie et il instruit des dossiers à l'échelle nationale (par exemple les dossiers de dérogation aux interdictions de destruction des espèces protégées). Le CSRPN est rattaché au préfet et au président du conseil régional et donne des avis au niveau local.

### 3. Les conditions d'émergence de la première RAN française

La première expérimentation de RAN, appelée « opération Cossure », a été initiée dans le sud-est de la France par la CDC B en partenariat avec le ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (MEDDE).

L'origine de cette expérimentation provient d'une réflexion initiée au sein de la Société forestière du groupe Caisse des dépôts (CDC), dont la principale mission est d'investir sur le long terme au service de l'intérêt général. Fort de son expérience dans la gestion d'actifs environnementaux (carbone et forêt) pour des investisseurs privés et publics au travers de sa filiale CDC Climat et de la Société forestière, le groupe CDC réfléchissait déjà au début des années 2000, à la mise en place d'un modèle financier permettant la gestion d'actifs de biodiversité. Dans cet objectif, il créa en 2006 la Mission Biodiversité au sein de la Société forestière afin de « développer des fonds d'investissement et de financement de la diversité biologique à partir des mécanismes de compensation » (Hernandez, 2006a, p. 13). Inspiré par le modèle de banque de compensation mis en place aux États-Unis<sup>41</sup> depuis plus d'une vingtaine d'années, connu sous le nom de *mitigation bank*, le groupe CDC a entrepris des études de marché en 2006 afin d'explorer la faisabilité d'une telle expérimentation en France (ibid.). Associée à cette réflexion sur les mécanismes de compensation via des échanges avec la CDC, la Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale (D4E) du ministère de l'Écologie a alors organisé un séminaire en juillet 2006 à cette fin sous le titre : « Les mécanismes de compensation : une opportunité pour les secteurs économiques et financiers et les gestionnaires de la diversité biologique ? » (ibid.).

Ce séminaire rassemblait diverses institutions françaises et européennes (MEDDE, Commission européenne, ministère de l'Écologie des Pays-Bas), la CDC (représenté par Laurent Piermont, directeur de la Société forestière), et des personnes provenant du secteur privé notamment du système de banques de compensation des États-Unis<sup>42</sup> (ibid.). Les principaux objectifs de ce séminaire étaient de décrire et d'analyser les expériences mondiales

---

<sup>41</sup> En particulier la Wildlands Ecosystem and Mitigation Bank.

<sup>42</sup> Citons Ricardo Bayon, directeur du programme Ecosystem Marketplace, Kerry ten Kate, directrice du programme Business and Biodiversity Offset (BBOP) coordonné par Forest Trend, et Wayne White, vice-président du National Mitigation Banking Association des États-Unis et président de la Wildlands Ecosystem and Mitigation Bank.

concernant l'application des mécanismes de compensation afin d'évaluer leurs opportunités et opérationnalisation en France (ibid.). L'intérêt porté aux mécanismes de compensation était alors plutôt centré sur le mécanisme des banques de compensation. Dans l'idée générale d'instaurer une stratégie gagnant-gagnant entre le secteur économique et le domaine de la conservation, ces mécanismes étaient envisagés comme un outil permettant de « concilier des questions de développement économique et de conservation de la diversité biologique [...], tout en représentant un atout économique pour les porteurs de projet et pour les gestionnaires publics » (Hernandez, 2006a, p. 4-5). Plus largement, la compensation était envisagée comme « un moyen de lever des ressources financières additionnelles pour les gestionnaires de la conservation de la biodiversité tout en permettant d'internaliser la valeur de la biodiversité dans les décisions des entreprises » (ibid., p. 4).

Les compensations étaient largement associées à des réflexions sur les marchés de biodiversité, de l'eau, et concernant le carbone (dont la valeur des échanges annuels était présenté de l'ordre de 11 milliards de dollars)<sup>43</sup> (ibid., p. 13). Dans cette perspective, le mécanisme des banques de compensation suscitait un intérêt particulier pour « sa capacité à développer de nouveaux marchés de la biodiversité, en plein essor aux États-Unis à ce moment-là » (ibid., p. 13). La valeur des échanges réalisés chaque année sur les marchés des banques de compensation aux États-Unis était à ce moment là de l'ordre de un milliard de dollars (en 2006) (ibid., p. 15). Notons que cette valeur des échanges annuels a fortement augmenté depuis 2006 puisqu'elle est évaluée en 2011 entre 2,4 et 4 milliards de dollars (Madsen et al., 2011).

Parallèlement à ces initiatives, le MEDDE, en préparation du Grenelle de l'environnement 1 (2007), pointait les défaillances dans l'application de la réglementation environnementale, et notamment au niveau de la séquence ERC (intégrée dans la réglementation environnementale depuis 1976 au niveau de l'article 2 de la loi n° 76-629 du 10 juillet 1976). La priorité était alors de faire appliquer la réglementation existante, jusqu'alors très peu mise en œuvre, voire

---

<sup>43</sup> Notons qu'entre 2007 et 2008 la valeur totale des transactions réalisées dans les marchés du carbone a atteint les 86 milliards d'euros. Toutefois, le marché carbone est caractérisé par une importante volatilité des prix de la tonne de gaz carbonique, qui peuvent fluctuer de 30 euros à 8 euros la tonne, comme sur l'année 2007-2008. Les prix des unités carbone sont tellement faibles qu'ils ne permettent pas de générer les signaux- prix nécessaires pour inciter les industriels à réduire leurs émissions ou à investir dans des systèmes moins consommateurs de gaz carbonique (d'après un numéro spécial de la revue *Géo*, « Le marché carbone : mode d'emploi », décembre 2009).

pas du tout (Regnery et al., 2013 ; Quétier et al., 2014). Cependant, les ressources budgétaires additionnelles nécessaires étaient évaluées à plus de 700 millions d'euros (MEDDE, 2007, p. 20), l'enjeu était alors de « trouver des instruments de financement innovants pour assurer la reconquête de la biodiversité » notamment au travers « [...] des mécanismes de compensation des dommages résiduels à la biodiversité » (ibid., p. 20).

C'est ainsi qu'à la croisée d'initiatives privées et de recherche de budgets additionnels pour mener les actions de conservation de la biodiversité, est né le dispositif d'offre de compensation en France, ouvrant alors la porte à l'expérimentation de la première RAN.

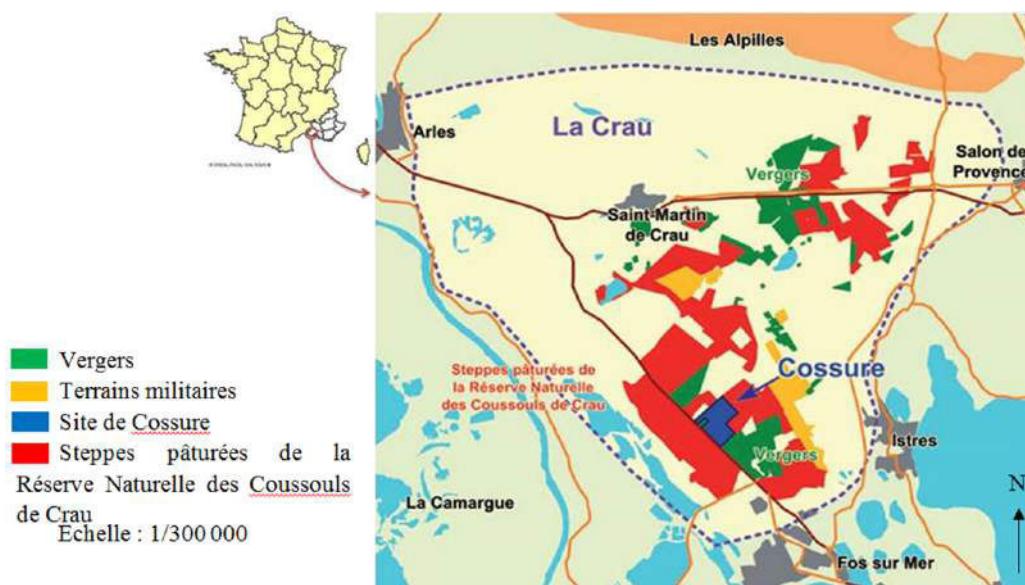
L'objectif général de cette expérimentation était principalement de tester l'opérationnalisation d'un tel mécanisme en France, et d'en évaluer les opportunités de développement (MEDDE-CDC Biodiversité, 2010a). Dans cette perspective, la CDC B et le MEDDE étaient à la recherche d'un site pour expérimenter la première RAN. C'est alors qu'un appel à candidatures a été lancé par le ministère auprès de toutes les Dreal.

En parallèle, la Dreal-Paca<sup>44</sup> s'intéressait déjà aux mesures compensatoires et aux problèmes de leur mise en œuvre. La Dreal avait réalisé en 2008 un des premiers rapports faisant le bilan de l'application des mesures compensatoires en France. Ce rapport pointait les défaillances du système et mettait en avant les difficultés des maîtres d'ouvrage à réaliser concrètement leurs compensations écologiques notamment en raison de difficultés à trouver du foncier (Diren-Paca, 2008). Le mécanisme de RAN pouvait constituer une réponse à ces défaillances. Ainsi, la Dreal-Paca a répondu à l'appel à candidatures du ministère initiant des premiers échanges entre la Dreal-Paca, le MEDDE et la CDC.

Localement, le site de Cossure représentait une opportunité particulière pour réaliser la RAN. Localisée à Saint-Martin-de-Crau dans les Bouches-du-Rhône (13), le site de Cossure (du nom de l'ancienne bergerie qui s'y trouvait), se trouve au milieu des sites de la Réserve naturelle des Coussouls de Crau (RNCC) et de vergers industriels (Figure 10).

---

<sup>44</sup> Ex-Diren, les Directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement (Dreal) sont des services déconcentrés du ministère de l'Écologie.



**Figure 10.** Localisation de la RAN de Cossure dans la plaine de Crau (Bouches-du-Rhône, France).

Historiquement constitué de coussouls, les enjeux locaux et globaux de conservation de la biodiversité autour du site de Cossure sont particulièrement importants : le coussoul<sup>45</sup> de Crau est un écosystème unique au monde résultant d'un contexte écologique particulier et de deux mille ans de pâturage ovin. Cet écosystème constitue la dernière steppe semi-aride d'Europe de l'Ouest (Dutoit, 2010). Il abrite des espèces animales rares, voire très rares<sup>46</sup>, qui font l'objet de protections réglementaires aux niveaux national et international<sup>47</sup>. Pourtant, la surface des coussouls ne cesse de diminuer depuis le début du XX<sup>e</sup> siècle (elle était de 38 000 hectares en 1750 et de 10 200 hectares en 2000) résultant d'une forte pression sur les milieux, soit pour les convertir en terres agricoles, soit pour les destiner à l'urbanisation ou à l'industrialisation (Chabran, 2011). Le site de Cossure avait été transformé en terres agricoles dans les années 1980 pour y produire des melons, puis en vergers intensifs dans les années 1990.

<sup>45</sup> La steppe de Crau, *Asphodeletum fistulosi* pour les phytosociologues, ou « coussoul », la terre de parcours pour les bergers.

<sup>46</sup> Espèces rares : oedicnème criard (*Burhinus oedecnemus*), outarde canepetière (*Tetrax tetrax*), rollet d'Europe (*Coracias garrulus*) ; espèces très rares : ganga cata (*Pterocles alchata*), criquet rhodanien (*Prionotropis hystrix rhodanica*), bupreste de Crau (*Acmaeoderella cyanipennis perroti*).

<sup>47</sup> Par exemple par l'arrêté du 29-10-2009 fixant la liste des oiseaux protégés en France, par l'annexe 1 de la Directive Oiseaux 2009/147/CE de l'Union européenne, par la Convention de Berne (annexe 2).

Dans ce contexte, l'abandon en 2006 de ce verger industriel de 357 hectares sur le site de Cossure, situé en limite de la RNCC, a constitué un fort enjeu local (Dutoit et Oberlinkels, 2013). La superficie de ce site représente en effet près de 5 % de la surface totale de la RNCC.

Au moment de sa mise en vente en 2006, une première concertation s'est organisée localement rassemblant les différents acteurs du territoire<sup>48</sup>. À ce moment-là, il n'était pas question de créer une RAN sur le site, mais simplement d'en réhabiliter la fonction d'habitat aux oiseaux steppiques afin d'améliorer la connectivité écologique des sites de la RNCC et de renforcer la capacité d'accueil locale (RNCC, 2009). Cependant, le collectif n'a pu rassembler la somme nécessaire pour l'acquisition du site, celle-ci représentant un budget trop important. En effet, malgré l'arrêt de la production agricole depuis environ trois années sur ce site, le prix de vente des terres avait été évalué par la Safer (Société d'aménagement foncier et d'établissement rural) sur la valeur vénale d'une terre agricole en verger industriel productif et irrigué, soit à environ 15 000 euros l'hectare.

Bénéficiant des ressources budgétaires nécessaires, la CDC a ainsi saisi l'opportunité de mettre en œuvre la première RAN française sur le site de Cossure en partenariat avec la Dreal-Paca. Les représentants de la CDC se sont alors rendus sur le site de Cossure le 25 mai 2007 afin de rencontrer les acteurs locaux et d'exposer le projet de RAN. Au départ, le choix du site de Cossure pour réaliser cette première expérimentation ne remportait pas l'adhésion des services de l'État. Sa taille était jugée trop importante et sa spécificité trop importante en raison des forts enjeux locaux de conservation. Cependant, l'urgence de la décision provoquée par l'intérêt d'autres investisseurs pour le rachat de ce site (notamment des carriers et des arboriculteurs) a hâté la prise de décision du ministère.

La première RAN s'est alors concrétisée en 2008 sur le site de Cossure dans la plaine de Crau sous le contrôle du MEDDE. Le groupe CDC a créé pour cela une filiale de droit privé, CDC Biodiversité, dotée d'un capital initial de 15 millions d'euros. Le 8 septembre 2008, la CDC B signe le rachat des 357 hectares du site de Cossure pour y réaliser la première RAN française pour un montant de 5,5 millions d'euros (ce qui représente environ 40 % du budget total alloué à l'opération qui est de l'ordre de 12,5 millions d'euros).

---

<sup>48</sup> Gestionnaires d'espaces naturels protégés, directions régionales et départementales, conseils régional et général, chambre d'agriculture, établissement foncier régional, syndicats agricoles et instituts de recherche.

## 4. Analyse du dimensionnement de la RAN de Cossure

Nous analysons dans cette section la spécificité des actifs de la transaction (cf. Encadré 3) afin de caractériser le dimensionnement de la RAN et d'évaluer son adéquation avec la transaction.

**Encadré 3.** Définition de la spécificité des actifs et adaptation au système des RAN (adapté de Coggan et al. (2013) ; Saussier et Yvrande-billon (2007, p. 19)).

Un investissement est dit « spécifique » lorsqu'il ne peut être redéployé pour une autre transaction, sinon à un coût élevé. Dans le cas des RAN, l'analyse de la spécificité des actifs concerne le degré de spécificité des investissements réalisés par l'opérateur pour produire les actifs de compensation. Le caractère non redéployable qui confère aux actifs leur spécificité peut provenir de différentes caractéristiques dont nous en retenons sept particulièrement adaptées à la description de la RAN :

- la **spécificité de site**, liée à la localisation des unités de compensation ;
- la **spécificité physique**, liée aux caractéristiques biophysiques des actifs de compensation. Elle s'évalue selon la spécificité et la complexité des gains écologiques générés pour la transaction. Elle concerne le type de biodiversité (espèces, écosystèmes ou fonctions) visé dans les actions de restauration de la RAN ;
- la **spécificité humaine**, liée aux compétences et aux connaissances propres spécifiquement développées pour la production des actifs de la transaction ;
- les **actifs dédiés**, qui correspondent aux investissements matériels réalisés spécifiquement pour produire les actifs de la transaction (par exemple achat de matériel, travaux) ;
- la **spécificité des intrants**, liée à la dépendance des actifs de compensation de ressources extérieures (comme par exemple la gestion du site par du pâturage d'animaux) ;
- la **spécificité temporelle**, relative au temps nécessaire entre les investissements pour produire les actifs de la transaction et la réalisation de la transaction ;
- la **spécificité de marque**, liée aux investissements consentis par les acteurs de la transaction pour établir ou maintenir leur réputation. Par exemple, l'opérateur de la RAN engage sa réputation auprès des autres acteurs dans le respect de ses engagements.



### **4.1. Une forte spécificité de site**

La spécificité de site associée à la mise en place d'une RAN est prépondérante pour trois principales raisons. Premièrement, la RAN ne peut vendre ses actifs que dans un périmètre géographique limité (appelé aux États-Unis « aire de service »), généralement proche de la localisation de la RAN. Deuxièmement, les objectifs écologiques de la RAN doivent être définis en adéquation avec les enjeux locaux de conservation de la biodiversité. Enfin, le coût des investissements nécessaires pour la production des gains écologiques de la RAN dépend de la dynamique et de la complexité des écosystèmes sur lesquels la RAN prend place (Scemama, 2014). En raison des forts enjeux locaux de conservation de la biodiversité autour du site de Cossure, la localisation des actifs de la RAN sur ce site revêt une forte spécificité.

### **4.2. Une faible spécificité physique des actifs de la RAN**

Au lancement de l'opération en 2008, la question de la restauration de l'intégralité d'un écosystème de coussoul sur le site de Cossure se posait. Mais les discussions avec les chercheurs de l'Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie (IMBE) ont révélé que cet objectif s'avérerait impossible à réaliser dans l'état des connaissances scientifiques et techniques du moment (Dutoit, 2010). De plus, les coussouls étant un écosystème protégé, leur restauration via un dispositif de RAN impliquait de futures destructions, ce qu'interdisait le Conseil National de la Protection de la Nature (CNP).

Les objectifs écologiques de l'opération Cossure ont alors portés sur des actions de réhabilitation d'une fonction de l'écosystème : sa capacité d'accueil d'oiseaux steppiques. Les engagements de CDC B portent alors sur « la reconstitution d'une végétation de pelouse sèche rase composée majoritairement d'espèces végétales sauvages caractéristiques de la Crau sèche sur la totalité du site (à l'exception des surfaces occupées par les bâtiments) dans le but d'offrir un habitat convenable à plusieurs espèces faunistiques caractéristiques de la Crau sèche, notamment l'outarde canepetière, le ganga cata, l'œdicnème criard, le criquet rhodanien » (MEDDE-CDC Biodiversité, 2010b, p. 3). Par ailleurs, la CDC B s'est également engagée à mettre en œuvre une gestion du site au travers d'un pastoralisme traditionnel, c'est-à-dire comme il était pratiqué avant sur les coussouls traditionnels de la Crau sèche (pâturage ovin de printemps).

Au regard des objectifs écologiques de l'opération, la spécificité physique des actifs de la transaction peut être qualifiée de « faible » au regard de ses caractéristiques biophysiques et par rapport à l'écosystème originel de coussoul (qui préexistait sur le site de Cossure avant sa transformation en verger industriel). En effet, une végétation de pelouse sèche rase ne constitue pas un écosystème riche et complexe d'un point de vue écologique (assemblage d'espèces simple) (Dutoit, 2010).

Concernant l'accueil de l'avifaune steppique, cet objectif ne présente également pas de grandes difficultés en raison de la proximité des sites de la RNCC et de la forte capacité de colonisation de ces espèces (Devoucoux, 2014). En effet, les connaissances des experts sur les comportements de ces oiseaux espèces permettaient de présager un retour très rapide des espèces cibles sur le site de Cossure dès la réouverture des milieux.

Le choix d'une faible spécificité biophysique des actifs permet de limiter les risques d'échec de l'opération en fixant des objectifs atteignables. La production des gains écologiques de la RAN de Cossure s'est également accompagnée d'un objectif d'expérimentation de techniques de restauration écologique afin d'évaluer des méthodes d'ingénierie écologique permettant d'accélérer la reconquête des espèces du coussoul<sup>49</sup>. Ces actions ne sont cependant pas associées à la transaction.

### **4.3. La spécificité humaine : le recours à des personnes déjà compétentes**

La production des gains écologiques de la RAN a nécessité des compétences et des connaissances très spécifiques sur les actions de réhabilitation à mettre en œuvre pour générer les gains écologiques de la RAN.

L'opérateur de la RAN a pu profiter de ressources humaines locales déjà compétentes pour mener les actions de réhabilitation. Pour cela, deux partenariats ont été mis en place avec la CDC B sous la forme de conventions bipartites : un avec le Conservatoire des espaces naturels de Provence (CEN-Paca) et la Chambre d'agriculture des Bouches-du-Rhône, co-gestionnaires des sites de la RNCC et donc spécialisés dans la gestion des sites visés dans

---

<sup>49</sup> Ces travaux ont fait l'objet d'une thèse de doctorat en écologie de la restauration menée à l'IMBE d'Avignon et financée pour partie par la CDC Biodiversité (thèse de Renaud Jaunatre).

l'opération et dans le suivi de l'avifaune steppique, et un avec l'Institut de recherche de l'IMBE d'Avignon, spécialisé dans la conduite d'actions de réhabilitation écologique. Ces partenariats ont permis de limiter les investissements nécessaires au développement de compétences et de connaissances pour créer les actifs de la RAN. L'opération de réhabilitation a mobilisé les experts et les scientifiques locaux pendant près d'une année sur le site pour la conduite et le suivi des travaux de réhabilitation.

#### 4.4. Les actifs dédiés : le « poids de la taille » de l'opération

D'importants travaux de réhabilitation écologique ont été nécessaires à la production du gain écologique nécessitant d'importants investissements matériels dédiés à la transaction. Après un état initial du site en 2008, l'opération de réhabilitation de l'ancien verger de Cossure a débuté en 2009 par le retrait des deux cent mille arbres fruitiers (pêchers et abricotiers), des cent mille peupliers constituant des haies brise-vent, et de plus de mille kilomètres de tuyaux d'irrigation (Figure 11). Le terrain a ensuite été décompacté au bulldozer, puis dépollué, pour être enfin aplani par des niveleuses (Figure 12) (Jaunatre et al., 2014).



**Figure 11.** Le verger abandonné de Cossure en 2009 (R. Jaunatre, UMR IMBE).



**Figure 12.** Le verger de Cossure en 2012, trois années après les travaux de réhabilitation d'une végétation herbacée rase (R. Jaunatre, UMR IMBE).

Ainsi, malgré les faibles spécificités biophysique et humaines des actifs de la transaction, l'ampleur des actions de réhabilitation pour la production des gains écologiques sur une si grande superficie (357 hectares) a nécessité un investissement conséquent pour l'opérateur dédié à la transaction. Cet investissement s'est répercuté sur le coût financier de l'opération puisque les travaux de réhabilitation représentent près de 34 % du budget total alloué à l'opération Cossure (environ 4 millions d'euros).

#### **4.5. La spécificité des intrants : l'importance du pastoralisme pour le maintien des gains écologiques**

L'atteinte des résultats écologiques visés dans l'opération Cossure dépend fortement de la gestion conservatoire du site assurée par le pastoralisme. En 2010, après la construction de deux nouvelles bergeries et en collaboration avec la chambre d'agriculture des Bouches-du-Rhône, deux jeunes éleveurs ont été accueillis sur le site avec leur troupeau de huit cents brebis. Le pastoralisme constitue un enjeu majeur dans la gestion conservatoire du site car il permet de maintenir un état herbacé ras de la végétation spontanée, condition nécessaire au retour de l'avifaune visée.

La location des terres par les éleveurs est régie par une convention pluriannuelle de pâturage. Les éleveurs sont soumis à un cahier des charges pastoral précisant les dates et les surfaces de pâturage, ainsi que le règlement sanitaire qui leur interdit par exemple d'appliquer sur leur troupeau des traitements contenant des avermectines. La gestion pastorale, principalement la pression de pâturage que les éleveurs doivent faire exercer à leur troupeau sur le site, est définie en accord avec la CDC B et les experts locaux. L'objectif est d'appauvrir le milieu sur le plan trophique, tout en permettant aux troupeaux d'extraire une biomasse végétale suffisante à la couverture de ses besoins alimentaires. Ainsi, dans l'objectif d'un maintien d'une hauteur de végétation rase, engagement de résultat de la CDC B, l'opérateur peut demander aux éleveurs de faire évoluer les pressions pastorales en fonction des conditions environnementales et climatiques.

Le poids de l'élevage dans la réussite de l'opération est un paramètre important à considérer car les objectifs écologiques visés ne sont pas toujours en adéquation avec les contraintes technico-économiques des éleveurs. Par exemple en 2010, 2011 et 2013, suite à des printemps pluvieux, les éleveurs n'ont pu faire exercer une pression pastorale suffisante pour maintenir une faible hauteur de végétation. Cela a eu comme principale conséquence de faire évoluer les dynamiques de fréquentation du site par certaines espèces d'oiseaux. Ainsi, la maîtrise des effets de l'élevage, lui-même soumis à des contraintes externes au dispositif de compensation, est cruciale pour le maintien des objectifs écologiques de la RAN de Cossure.

Il faut noter que l'association de pratiques agricoles à des actions de gestion de la biodiversité existe depuis longtemps en Crau, résultant notamment de la cogestion de la RNCC par la chambre d'agriculture et le CEN-Paca. L'intégration du pastoralisme dans la gestion conservatoire du site de Cossure a certainement bénéficié de cette histoire et a également favorisé l'acceptabilité locale de l'opération par une certaine partie de la profession agricole (les arboriculteurs ne voyant pas forcément la réhabilitation d'un pastoralisme traditionnel sur un ancien verger intensif comme une bonne chose) (Chabran, 2011).

#### **4.6. La spécificité temporelle des actifs de la RAN**

La création des actifs de la transaction a nécessité d'importants travaux écologiques qui ont duré près d'une année. A l'issue de ces travaux, la CDC B a pu proposer des unités de compensation à la vente dès 2010. Les premiers résultats des suivis écologiques effectués en 2010 montrent que la réhabilitation a permis le retour rapide d'une végétation favorable aux oiseaux steppiques, principalement à l'outarde canepetière. Ainsi, par rapport à l'engagement de la CDC B à reconstituer une végétation de pelouse sèche rase, l'objectif écologique a été rapidement atteint car suite aux actions de réhabilitation et à la réintroduction de deux troupeaux de moutons, le site de Cossure a très rapidement pu recouvrer un état écologique de type « pelouse sèche rase » (en dehors d'événements pluvieux particuliers).

Concernant le retour des espèces cibles sur le site de la RAN, qui ne constitue pas un engagement de CDC B, les premières années ont été plutôt encourageantes (environ soixante mâles chanteurs d'outarde comptabilisés en 2011), mais la tendance révèle depuis 2013-2014 une diminution de la fréquentation du site par les oiseaux (diminution de près de la moitié du nombre de mâles chanteurs en 2013). Les suivis des autres espèces d'oiseaux cibles de cet écosystème (ganga cata et œdicnème criard) montrent également quelques retours sur le site (en moyenne dix mâles pour l'œdicnème et cinq pour le ganga en 2013 (CDC Biodiversité, 2013). Au regard des insectes, les suivis effectués en 2011 pour les coléoptères révèlent que les assemblages retrouvés sur le site sont très différents de ceux présents sur la steppe de référence (Alignan et al., 2013). Au contraire, les populations d'orthoptères ont montré un retour plus rapide sur le site avec des assemblages similaires à ceux de la steppe de référence (Alignan et al., 2014). Toutefois, le bilan écologique des actions de réhabilitation de la RAN ne pourra être effectué qu'avec un recul temporel plus important, les processus écologiques

témoignant encore de variations interannuelles qui ne présument pas des tendances sur le long terme.

#### **4.7. La spécificité de marque : un projet ambitieux porté des acteurs de confiance**

Au lancement de l'opération, les attentes médiatiques et politiques autour de ce projet de RAN étaient importantes comme en témoignent les visites sur le site de Chantal Jouanno (secrétaire d'État en charge de l'écologie) en 2009 et en 2010. Le ministère envisageait, et envisage toujours, ce projet comme une « vitrine » de l'offre de compensation en France comme le souligne Joël Giraud dans les textes relatifs au projet de loi sur la Biodiversité<sup>50</sup>.

La spécificité de marque est caractérisée par la réputation qu'engagent les acteurs du système dans le respect de leur engagement. Dans le cas de la mise en place de la RAN de Cossure, expérimentation innovante en France, la garantie de la bonne conduite des opérations de compensation repose sur la réputation de la CDC B, opérateur de la RAN. Filiale du groupe CDC, institution financière d'investissement de long terme de l'État français depuis près de deux siècles (depuis 1816), la CDC B a ainsi pu bénéficier de la réputation de CDC et de sa relation de confiance avec l'Etat pour lancer cette expérimentation. En effet, comme nous l'avons mentionné dans le contexte d'émergence de l'opération, le ministère doutait de l'opportunité du site de Cossure pour conduire la première RAN. Mais le projet cossure a pu se concrétiser car la CDC B disposait, d'une part, d'une capacité financière importante nécessaire à la réalisation d'une telle opération, et d'autre part, de la confiance de l'État. La réputation de l'IMBE et du CEN-Paca a également permis à l'opérateur de la RAN de réaliser les opérations écologiques. Afin de l'accompagner dans ses choix, la CDC B s'est entourée en 2008 d'un comité scientifique constitué d'experts français de la biodiversité<sup>51</sup>.

La réputation de tous ces acteurs a sans doute facilité la mise en œuvre de ce projet expérimental si ambitieux. Toutefois, en participant à cette opération de RAN soumise à de fortes incertitudes, les acteurs engagent leur réputation dans la réussite du projet, principalement la CDC B.

---

<sup>50</sup> <http://www.arnaudgossement.com/archive/2014/08/10/projet-de-loi-biodiversite-le-parlement-precise-le-regime-de-5426100.html>

<sup>51</sup> En 2008, ce comité était constitué des écologues Luc Abbadie, Robert Barbault, Sandra Lavorel et Jean-Claude Lefeuvre, et des économistes Michel Trommetter et Jacques Weber.

## **5. Caractéristiques institutionnelles et organisationnelles de la RAN de Cossure**

Nous décrivons dans cette section les caractéristiques institutionnelles et organisationnelles de l'opération au travers de l'analyse de l'organisation générale et du fonctionnement de la RAN de Cossure. Nous analysons principalement les conventions qui encadrent le dispositif (et qui en précisent les équivalences écologiques et la pérennité), sa gouvernance, l'élaboration du prix et du nombre d'unités de compensation, et la procédure et des modalités d'échange des unités de compensation

### **5.1. L'environnement institutionnel de la RAN**

Au moment de l'expérimentation d'offre de compensation, le concept était innovant en France et ne disposait pas de réglementation particulière. L'environnement institutionnel de la RAN était celui de la réglementation encadrant la compensation dans son ensemble. Au delà de l'expérimentation écologique, l'objectif premier de Cossure pour la CDC B et le MEDDE, portait sur la volonté d'expérimenter un dispositif de compensation par l'offre. Afin d'instituer leur partenariat et de préciser les règles autour du dispositif d'offre de compensation en France, la priorité résidait dans l'établissement de conventions entre CDC B et le MEDDE. Cependant, l'établissement de ces conventions prenant plus de temps que prévu, l'environnement institutionnel de l'opération s'est défini au fur et à mesure de son déroulement. Ainsi, l'expérimentation de la RAN a débuté en 2008 sans cadrage institutionnel préalablement défini, les règles de fonctionnement de la RAN dépendant alors des acteurs pressentis dans la gouvernance du système.

### **5.2. La gouvernance de l'opération**

La gouvernance du dispositif de RAN est organisée autour de deux comités : un au niveau local, composé de la CDC B, des services déconcentrés de l'Etat (DREAL et DDTM), d'un représentant du CSRPN, de la Chambre d'Agriculture, du CEN-Paca et des instituts de recherche (IMBE, INRA). Au niveau national, l'opération est suivie au sein du MEDDE par deux directions : la Direction générale de l'aménagement, du logement et de la nature, et le

Commissariat général au développement durable. Le Conseil national de la protection de la nature (CNPN) est également associé au suivi de l'expérimentation.

Le comité local, réuni en moyenne deux à trois fois par an, rend compte au comité national des bilans économiques (vente des unités) et écologiques (suivis scientifiques) de l'opération. Les suivis du site sont réalisés par l'IMBE pour la végétation, le CEN-Paca pour l'avifaune steppique et la chambre d'agriculture pour la gestion pastorale. Ces suivis sont organisés via des conventions bipartites avec la CDC B pour une durée de trois ans renouvelable (Dutoit et Oberlinkels, 2010). Le comité national se réunit une à deux fois par an pour faire le bilan de l'opération Cossure.

Le comité local tient une place importante dans la conduite technique de l'opération. C'est dans cette instance que sont abordées les questions et les décisions relatives à la gestion et aux suivis écologiques du site. En revanche, concernant la vente des unités de compensation et les modalités relatives aux calculs des équivalences, le comité local n'est pas consulté sur ces éléments (à ce jour). Les calculs et les décisions relatifs aux compensations suivent la procédure classique menée dans le système de compensation « à la demande », les dossiers étant d'abord présentés en commission CNPN (et parfois CSRPN), puis faisant l'objet d'une validation par les services de l'État (généralement la DREAL pour le préfet). Quant aux ventes des unités de compensation, la CDC B se garde la possibilité d'accepter ou non un projet d'aménagement comme bénéficiaire de ses actifs de biodiversité.

### **5.3. L'établissement de conventions imprécises et de règles flexibles**

Les conventions définissant les règles de fonctionnement de l'opération ont été élaborées en 2010 sur la base d'un dossier technique rédigé par la CDC B. Deux conventions ont été établies entre la CDC B et le MEDDE. La première est une convention cadre mise en place pour une durée de huit ans (2010-2018). Elle définit les engagements des parties et les modalités de la démarche conjointe dans l'expérimentation d'offre de compensation à l'échelle nationale. La convention précise que l'objectif principal de l'expérimentation est « d'étudier la faisabilité de la mise en place et du maintien dans le temps de propriétés foncières mobilisables au titre de la compensation » (MEDDE-CDC Biodiversité, 2010a, p. 4). La seconde convention concerne particulièrement l'opération Cossure. Elle précise les conditions



et les modalités de l'expérimentation pour une durée de six ans, c'est-à-dire qu'elle prend fin le 10 août 2016. Cette convention définit principalement : les équivalences du site de Cossure, les modalités d'échanges des unités de biodiversité et les engagements de CDC B vis-à-vis des maîtres d'ouvrage et du MEDDE.

### **5.3.1. La définition et le calcul de l'équivalence écologique des actifs**

La réalisation des compensations nécessite la définition d'une équivalence entre les impacts et les gains écologiques générés. En France, l'équivalence écologique doit être biophysique. Sa définition nécessite donc aux acteurs du système de s'accorder sur les critères biophysiques qui caractériseront les impacts et les gains écologiques. La définition de ces critères dépend des règles et des modalités choisies dans l'organisation de la RAN.

Dans le cas de Cossure, l'équivalence écologique est basée sur la fonction « habitat » des écosystèmes. La RAN ne peut alors compenser que des impacts sur des écosystèmes de type pelouse sèche rase offrant un habitat favorable à des espèces faunistiques caractéristiques des milieux secs méditerranéens, et principalement les oiseaux steppiques. Concernant l'équivalence géographique, aucune précision n'est apportée dans la convention à ce sujet. Cependant, les acteurs du dispositif ont convenu au lancement de l'opération que la RAN ne pourrait compenser que des impacts écologiques se trouvant dans la zone de la Crau (soit une aire de service d'environ 600 km<sup>2</sup>).

La convention reste générale et très large sur les critères qui permettent de déterminer les équivalences écologique et géographique en mentionnant explicitement que « le site expérimental de Cossure peut compenser des impacts sur des habitats et des espèces présentes sur le site au moment de l'instruction des dossiers » (MEDDE-CDC Biodiversité, 2010b). Le critère permettant de définir l'équivalence géographique entre les sites détruits et le site de compensation de Cossure est le degré de connectivité écologique entre les sites, ceux-ci devant être « suffisamment connectés écologiquement » (MEDDE-CDC Biodiversité, 2010b, p. 8).

Ces définitions larges des équivalences écologiques et géographiques permettent une certaine flexibilité dans les usages qu'il est possible de faire de la RAN dans le cadre des compensations environnementales. Si l'on s'intéresse au critère d'équivalence écologique «

milieux secs méditerranéens », de larges possibilités de compensation s'offrent à la RAN, puisqu'elle pourrait compenser en théorie des impacts survenant sur des populations d'oiseaux steppiques se trouvant par exemple en Espagne ou encore au Maroc (zone de migration des populations d'outardes), si les sites d'impacts étaient suffisamment connectés écologiquement avec la RAN.

Le calcul des équivalences écologiques s'effectue au moyen de ratios compensatoires qui permettent de calculer le nombre d'unités d'échange que le maître d'ouvrage devra acheter à l'opérateur. Le calcul du ratio prend généralement en compte la nature de l'impact et le type de mesure compensatoire proposé en échange (préservation, réhabilitation, création d'écosystèmes, etc.). Par ailleurs, afin de pallier l'incertitude quant aux résultats écologiques de la mesure compensatoire proposée, le ratio intègre souvent une marge d'erreur qui se traduit en pratique par l'augmentation des surfaces à compenser (Curran et al., 2014).

Dans la convention encadrant la RAN de Cossure, aucune précision n'est apportée sur le calcul des compensations. L'absence de règles sur la détermination des ratios compensatoires et d'une méthode de calcul offre ainsi aux acteurs du système une grande liberté dans le calcul des compensations. La flexibilité des règles dans les conventions encadrant le dispositif confère aux parties de la RAN une importante capacité d'adaptation aux changements, qu'ils soient d'origine institutionnel, économique ou écologique. Dans le cas de fortes incertitudes autour de la transaction, cette flexibilité est non négligeable pour les parties de la transaction, notamment pour diminuer le risque d'échec et maintenir leur réputation.

### **5.3.2. La pérennité du système et la durée d'engagement de l'opérateur**

La CDC B s'engage à assurer la gestion conservatoire des unités de compensation vendues aux maîtres d'ouvrage pendant trente ans. Même si ces derniers gardent la responsabilité juridique des compensations, la responsabilité de leur réalisation, de leur gestion et de leur suivi est transférée à l'opérateur de la RAN.

Par ailleurs, la convention relative à Cossure prévoit dans son article 5 que la CDC B peut remettre sur le marché du foncier les superficies correspondantes aux unités non vendues à l'issue de la durée expérimentale de l'opération, soit en 2016 (MEDDE-CDC Biodiversité, 2010b, p. 6). À cette date est prévue une évaluation des résultats de l'opération basée sur un

bilan économique et écologique. Au regard de ce bilan, CDC B aura alors la possibilité de se désengager de l'expérimentation sur la partie correspondante aux unités de compensation non vendues en 2016 (il faut noter que les unités de compensation ne sont pas référencées géographiquement sur le site). Cela signifie que, dès 2016, la CDC B pourra disposer librement de la superficie n'ayant pas fait l'objet d'échanges avec des maîtres d'ouvrage au titre des compensations, ce qui représente en 2014 environ 190 hectares. Cette partie du site peut alors être vendue pour un objectif autre que celui de préserver la biodiversité (sans présumer de l'intention de la CDC B). La CDC B peut également décider de reconduire la convention pour six années supplémentaires.

Concernant la totalité des superficies du site de Cossure (qui comprend également les unités vendues au titre des compensations), la CDC B peut légalement en disposer sans aucune contrainte (hormis les règles communes attachées au droit foncier) à l'issue des engagements de trente ans, soit en 2038. La CDC B aura alors le droit de revendre le site « en examinant les solutions les plus adaptées à la préservation des résultats obtenus au-delà de la gestion conservatoire de trente ans » (MEDDE-CDC Biodiversité, 2010b, p. 7). Ces solutions peuvent par exemple être une rétrocession à un acteur de la conservation fiable et pérenne (comme la RNCC) ou l'adoption d'une servitude environnementale, mais aucune action n'est aujourd'hui engagée en ce sens. Il subsiste donc une incertitude sur la gestion écologique du site dans son intégralité pendant la durée d'engagement de l'opérateur de trente ans, et au-delà.

Cette incertitude sur la pérennité des actions compensatoires renvoie à un problème plus général d'organisation du dispositif de compensation. L'organisation actuelle du dispositif français de compensation ne prévoit pas une durée d'engagement suffisamment longue (en moyenne de 20 ans), aussi bien pour les opérateurs qui organisent les RAN que pour les maîtres d'ouvrage qui doivent compenser leurs impacts écologiques résiduels, pour être en capacité d'apprécier les résultats écologiques des compensations sur le long terme, et le cas échéant, pour les maintenir sur le très long terme en compensation d'impacts souvent irréversibles (une durée de 20 ans ne représente rien à l'échelle de temps écologique, les écosystèmes nécessitant des siècles pour se constituer (Dutoit, 2010)).

#### **5.4. L'élaboration du prix et du nombre d'unités de compensation**

L'opération Cossure génère autant d'unités d'échange que d'hectares sur lesquels l'opération de compensation a été menée, soit 357 unités. Une unité ne peut servir que pour la compensation d'un projet provoquant des pertes sur un habitat d'espèces visées ou présentes sur le site de Cossure. Il n'est pas possible de redéployer une unité déjà vendue au titre d'une compensation pour une autre compensation. Le prix de l'unité d'échange est fixé par l'opérateur qui a investi dans la réalisation du gain écologique en créant la RAN. En France, le prix de l'unité est calculé sur la base des coûts investis par l'opérateur, soit les coûts d'acquisition, des travaux de réhabilitation écologique, d'aménagement du site (construction des bergeries) et de suivi et de gestion du site sur trente ans. Le prix de l'unité de compensation tient également compte de la dépréciation du foncier, c'est-à-dire de la perte de la valeur vénale des terres par rapport au prix d'achat, de scénarios de ventes des unités, et d'un bénéfice (inconnu) pour l'opérateur de la RAN.

En raison des investissements nécessaires pour générer les actifs de la RAN de Cossure, les coûts engagés dans l'opération se sont répercutés sur le prix de vente des unités de compensation qui s'élèvent en moyenne aux environs des 47 000 euros TTC l'unité (tableau 12.1). À la différence du système de banques de compensation aux États-Unis, le prix de l'unité de compensation ne résulte pas d'un jeu de concurrence entre les différents offreurs du service de compensation (Vaissière et al., 2015).

#### **5.5. La procédure et les modalités d'échange des unités de compensation**

Les maîtres d'ouvrage sont libres de choisir le mécanisme par lequel ils veulent s'acquitter de leurs obligations de compensation (système classique au cas par cas ou système de RAN). Au cours de la procédure qui mène aux compensations, l'autorité environnementale locale (le préfet de région représenté par la Dreal) peut toutefois proposer la RAN de Cossure à un maître d'ouvrage si elle juge celle-ci adaptée à ses besoins ; mais la décision définitive reste à la charge du maître d'ouvrage et de la CDC B.

Les méthodes et les calculs de l'équivalence restent à la charge du maître d'ouvrage, qui engage généralement un bureau d'études en environnement pour cela (qui réalise également

les études d'impact du projet). Ainsi, la méthodologie qui permet d'aboutir au nombre d'unités que le maître d'ouvrage devra acheter à l'opérateur de la RAN est sous la responsabilité du maître d'ouvrage et de son bureau d'études. Aucune méthode n'est à l'heure actuelle requise ou préférée. Comme dans la procédure de compensation classique, les équivalences proposées dans le dossier d'étude d'impact recueillent l'avis du CSRPN et du CNPN, puis de la Dreal, qui donne un avis avant décision préfectorale ou ministérielle (selon le type d'impact ou d'espèces en question) valant autorisation de réalisation ou non du projet d'aménagement.

## **6. Les conséquences du dimensionnement et de l'organisation de la RAN sur la transaction**

Cette section s'intéresse aux conséquences du dimensionnement et de l'organisation de la RAN sur la transaction.

### **6.1. Les incertitudes de la transaction**

Dans le cas de Cossure, l'incertitude sur les résultats écologiques des actions de réhabilitation est limitée. En effet, en raison des objectifs écologiques fixés facilement atteignables et de la mobilisation de ressources humaines compétentes, les gains écologiques visés dans l'opération ont pu être atteints rapidement (section 4.6). Toutefois, il subsiste une incertitude sur l'évolution des gains de biodiversité dans le temps. En effet, malgré les investissements réalisés dans le capital naturel afin de créer les actifs de la transaction, il reste difficile d'en prédire les résultats écologiques et la durabilité dans le temps (Maron et al., 2012). Les actions de réhabilitation écologique restent soumises à de nombreuses incertitudes, notamment sur les dynamiques écologiques et la réponse des écosystèmes dans le temps (Folke et al., 2004). Sous l'effet de changements globaux, cette incertitude est d'autant plus importante (Devictor et al., 2012). De plus, dans la RAN de Cossure, la pérennité des actifs de la transaction dépend fortement de ressources extérieures comme la gestion du site par le pâturage. La pérennité des gains écologiques est donc soumise à des incertitudes comportementales provenant de la décision d'autres acteurs du système (comme les éleveurs). Dans le cas de la compensation par la RAN, l'incertitude environnementale est supportée par

l'opérateur qui doit garantir la pérennité des gains écologiques sur la durée des engagements avec le ministère, mais aussi avec les aménageurs ayant acheté des crédits de compensation (maintien des gains écologiques pendant 30 ans). L'incertitude environnementale constitue donc un risque pour l'opérateur. Les autorités régulatrices devant assurer les contrôles et les suivis des engagements de la banque suite au contrat d'expérimentation, les incertitudes environnementales sont également génératrices de coûts de transaction pour le régulateur. Ces incertitudes sont probablement à l'origine de l'engagement de l'opérateur de la RAN et du Ministère sur des objectifs de *moyens* et non de résultats (comme par exemple le retour avéré de l'avifaune steppique). En effet, l'engagement sur les moyens permet de limiter le risque d'échec au regard des incertitudes environnementales de la transaction.

Au regard de l'incertitude institutionnelle, dans le cas du système de RAN, nous avons vu que le dispositif avait débuté sans conventions préalablement définies. Une fois mises en place, nous avons souligné le manque de règles et de précisions apportées dans les conventions qui laissent une importante marge de manœuvre aux parties de la transaction, notamment dans l'interprétation des règles de fonctionnement de la RAN. Par exemple, les critères de définition des équivalences écologiques et géographiques restent très vagues, et il n'est mentionné aucune règle sur les modalités de calcul des ratios compensatoires et d'échanges des unités de biodiversité. Aucun environnement institutionnel encadrant le système de RAN n'a été mis en place en France, ce dispositif s'appuyant sur les règles attribuées au système de compensation classique au cas par cas, qui présente également d'importantes lacunes et imprécisions (Jacob et al., 2014). Dans le contexte d'un environnement institutionnel pas clair et pas fixé pour le système de RAN, l'incertitude institutionnelle est forte étant donné que les « règles du jeu » ne sont pas fixées. Cette incertitude n'offre alors probablement pas aux parties de la transaction les structures incitatives nécessaires au bon déroulement de la transaction. Ces incertitudes exogènes auront probablement des conséquences sur l'incertitude interne augmentant le risque de comportements opportunistes des agents économiques. En effet, dans le cas d'un manque de règles et d'une organisation du contrôle et du suivi du respect des termes de la transaction, les parties de la transaction sont amenées à ne pas respecter leurs engagements. Par exemple, il subsiste une incertitude sur la réelle mise en œuvre des compensations par les aménageurs. En effet, le système de compensation français pâti encore de défaillances dans l'application des obligations de compensation. En raison d'un manque de suivi et de contrôle des compensations, il subsiste encore des compensations qui restent « sur papier » (Quétier et al., 2014). Ainsi, certaines compensations qui pourraient

mobiliser des actifs de la RAN ne sont en fait pas mises en oeuvre. Nous nous trouvons alors dans le cas d'un aléa moral car les aménageurs ne respectent pas les termes du contrat avec le régulateur obligeant la réalisation des compensations. D'autre part, en raison d'une absence de « préférence » établie par le régulateur dans le choix d'un système de compensation, constituant alors une forte incitation pour les aménageurs, ces derniers sont libres de faire appel ou non au service de la RAN. Ainsi, dans un raisonnement coût-efficace, les aménageurs choisiront les actions de compensation réalisées au moindre coût. Ainsi, même si dans la zone de la Crau la RAN de Cossure a le monopole puisqu'elle est la seule à offrir des unités de compensation, la RAN est en compétition avec le système de compensation au cas par cas. Dans ce système au cas par cas, les actions de compensation peuvent être beaucoup moins onéreuses que celles réalisées dans l'opération Cossure en raison d'un investissement beaucoup plus faible dans la production des gains écologiques. Par exemple, lorsque la compétition s'établit avec les actions de préservation, le prix des unités de biodiversité proposées par Cossure est 10 fois supérieur au prix des actions de préservation (évaluées en moyenne à 4 500 euros l'hectare). Même si les actions de réhabilitation écologique menées sur Cossure apportent une meilleure plus-value écologique que les actions de préservation, en l'absence de règles sur l'efficacité qui doit être visée dans les compensations, les aménageurs sont libres de choisir des compensations moins pertinentes écologiquement.

Ces incertitudes ont eu des conséquences sur la réalisation de la transaction, notamment sur le nombre d'unités vendues par la RAN de Cossure.

## **6.2. Le bilan des ventes des unités de compensation**

Les premières ventes d'unités ont concerné des compensations de projets d'aménagement ayant déjà fait l'objet d'une autorisation dans le passé mais dont les compensations n'avaient pas encore été réalisées. Ainsi, la création de la RAN a permis de compenser des impacts de projets d'aménagement déjà réalisés mais dont les compensations étaient restées en attente.

La première vente d'unités de Cossure (44,11 unités, soit 44,11 hectares) s'est réalisée en 2010 pour un projet de plateforme logistique autorisé en 2007 à proximité du site de Cossure (table 3, projet n° 1). Parmi les autres ventes, trois ont été réalisées entre 2011 et 2012 pour des compensations de plateformes logistiques également (table 3, projets n° 2, 4 et 5). La

cinquième vente d'unités a compensé le dérangement des outardes canepetières occasionné pendant les travaux de dépollution de la RNCC suite à la rupture accidentelle d'un pipeline d'hydrocarbures en 2009 sur 45 hectares (table 3, projet n° 3). Tous ces projets de compensation ont permis la vente au total de 156 unités de Cossure (équivalents à 156 hectares), ce qui représente 44 % du total des actifs de compensation à vendre par CDC B.

La fréquence des ventes et le nombre d'unités vendues n'ont cependant pas été aussi importants que prévus initialement. En 2008 avant le lancement de l'expérimentation, CDC B avait établi en collaboration avec la DREAL PACA, un plan de financement de l'opération basé sur un prévisionnel des compensations possibles par la RAN. Ce prévisionnel était constitué d'une liste de projets susceptibles de générer des demandes de compensations auprès de la RAN de Cossure. Ainsi, trois grands projets d'aménagement devaient permettre la vente de plus de la moitié des actifs de Cossure dès 2011. Cependant ces projets ont soit été décalés dans le temps ou géographiquement, soit annulés pour des raisons budgétaires. Le 30 juin 2014, il restait encore 56 % des unités de compensation de Cossure à vendre.



	Projet d'aménagement	Projet n°1 : Plateforme logistique	Projet n°2 : Plateforme logistique	Projet n°3 : Rupture accidentelle d'un pipeline d'hydrocarbures dans la RNCC*	Projet n°4 : Plateforme logistique	Projet n°5 : Plateforme logistique
Caractéristiques des projets d'aménagement	Localisation géographique	Miramas (13)	Saint Martin de Crau (13)	Saint Martin de Crau (13)	Saint Martin de Crau (13)	Saint Martin de Crau (13)
	Surface d'emprise projet (ha)	280	29	45	30	57
	Date de l'avis de l'autorité environnementale (DREAL)	05/10/07	04/11/10	2011	06/09/12	04/05/12
	Date de l'arrêté préfectoral d'autorisation	2010	17/01/11	01/08/11	19/11/12	20/07/12
Evaluation des impacts	Type d'impacts	Impacts sur la ZPS CRAU, habitat protégé au titre de Natura 2000	Destruction de spécimens et d'habitats d'espèces animales protégées	Destruction de coussouls vierges, compensation des perturbations du chantier de dépollution	Destruction de spécimens et d'habitats d'espèces animales protégées	Destruction de spécimens et d'habitats d'espèces animales protégées
	Méthode d'évaluation du niveau d'impact résiduel	aucune	principe de l'espèce parapluie	ratio négocié avec la DREAL	principe de l'espèce parapluie	principe de l'espèce parapluie
	Espèces retenues pour l'évaluation des impacts résiduels	Outarde canepetière Oedicnème criard Ganga cata Rollier d'Europe	Lézard ocellé Crapaud calamite Outarde canepetière Oedicnème criard	NC	16 espèces animales dont 9 d'oiseaux	Lézard ocellé Outarde canepetière Oedicnème criard Cochevis huppé Bruant proyer Pipistrelle pygmée
Acquisition des unités de Cossure au titre des compensations	Critères d'équivalence écologique	Compensation de biotopes et d'habitats d'espèces protégés au titre de Natura 2000	Compensation d'habitats d'espèces protégées, notamment Outarde canepetière et Lézard ocellé	Compensation d'habitats steppiques	Compensation d'habitats d'espèces protégées, notamment Outarde canepetière et Alouette calandre	Compensation d'habitats d'espèces protégés, notamment Outarde canepetière et Lézard ocellé
	Superficie d'impacts retenue (ha)	NC	7	NC	15	57
	Ratio compensatoire retenu (ha compensés/ha impactés)	0,4/1	4/1	1/1	1/1	1/1
	Nombre unités d'échanges cossure acheté (équivalent ha)	44	29	10	15	57
	Prix unité (€ HT/ha)	37 406	37 406	39 687	39 887	41 381

\* RNCC : Réserve naturelle des Coussouls de Crau

NC = information non communiquée

**Table 3.** Description des ventes d'unités de compensation de la Réserve d'Actifs Naturels de Cossure (au 30 juin 2014).

### **6.3. L'apparition de comportements opportunistes**

Dans le contexte de fortes incertitudes autour de la transaction, les parties de la transaction ont eu des comportements opportunistes.

#### **6.3.1. Les négociations sur les calculs compensatoires**

Le premier comportement opportuniste a porté sur la réduction des ratios compensatoires résultant d'une négociation entre les parties de la transaction.

Au début de l'opération, il avait été décidé par les acteurs du système que les ratios compensatoires devaient intégrer l'incertitude écologique des actions de restauration en augmentant le ratio compensatoire. Cela devait se traduire en pratique par l'établissement d'un ratio compensatoire au moins supérieur à 1 signifiant que pour un hectare impacté, au moins plus d'1 hectare devait être compensé.

Or, au regard de l'analyse des compensations réalisées via la RAN de Cossure, il s'avère qu'aucune transaction n'a été réalisée avec un ratio compensatoire au moins supérieur à un hectare compensé pour un hectare impacté (tableau 12.1). En effet, en raison de négociations entre les parties de la transaction sur les besoins compensatoires des aménageurs, ceux-ci ont été moindres que prévus. Cette négociation s'est opérée via le calcul des impacts des projets d'aménagement et de leurs besoins compensatoires. La baisse des ratios a pour conséquences la réduction des superficies compensées par rapport aux superficies impactées. Par exemple, en utilisant le principe de l'espèce « parapluie »<sup>52</sup> comme méthode de dimensionnement des compensations et en retenant une espèce dont la superficie impactée est faible, il est possible de justifier un impact moindre du projet et ainsi de réduire les besoins compensatoires des maîtres d'ouvrage. Concrètement pour le projet n° 2 (tableau 12.1, projet n° 2), le dimensionnement des besoins compensatoires a été réalisé en mobilisant le principe de l'espèce parapluie et en retenant comme espèce le lézard ocellé. Ainsi, pour une superficie d'emprise du projet d'aménagement de 29 hectares, seuls 7,35 hectares ont été retenus comme étant impactés (superficie d'impacts pour le lézard ocellé). Cette superficie d'impacts servant

---

<sup>52</sup> Le principe de l'espèce « parapluie » est de considérer que les exigences écologiques d'une espèce couvrent l'essentiel des exigences écologiques de plusieurs autres espèces.

de base au calcul du nombre d'unités de compensation que le maître d'ouvrage doit acheter à l'opérateur de la RAN, avec l'application d'un ratio de quatre pour un, le maître d'ouvrage a acheté 29,4 unités (équivalents à 29,4 hectares) à la CDC B. Cependant, si l'on calcule le rapport entre la superficie compensée et la superficie impactée ( $29,4/29$ ), le ratio compensatoire est très proche de un pour un (un hectare compensé pour un hectare impacté), au lieu du ratio de quatre pour un retenu officiellement. Si l'on répète ce calcul pour le projet n° 4, le résultat révèle que le ratio compensatoire du projet est de 0,5 hectare compensé pour 1 hectare impacté, au lieu du ratio de un pour un retenu officiellement (tableau 12.1, projet n° 4).

Ainsi, le prix des unités de compensation de la RAN n'étant pas négociable entre l'opérateur de la RAN et les maîtres d'ouvrage, les négociations s'effectuent au niveau du calcul des besoins compensatoires des aménageurs. Cette négociation a profité à toutes les parties de la transaction : en raison de la baisse des ratios compensatoires, le montant global alloué aux compensations par l'aménageur était moins important, encourageant celui-ci à réaliser ses compensations via le mécanisme de RAN. Ainsi, l'opérateur de la RAN a pu vendre des unités de compensation lui permettant d'augmenter son retour sur investissement et de réduire les risques d'échec du dispositif. Concernant le régulateur, les pressions politiques locales autour des projets d'aménagement étant relativement fortes, les services déconcentrés ne doivent pas constituer un obstacle au développement économique local mais favoriser les compromis. Dans ce contexte, même si les compensations ne permettent pas de compenser les pertes de biodiversité, le fait qu'elles soient réalisées constituent déjà un relatif succès (car c'est loin d'être toujours le cas (Quétier et al., 2014)).

### **6.3.2. L'élargissement des équivalences écologiques et géographiques**

Afin de réduire la spécificité des actifs environnementaux de la RAN, une autre négociation a été mise en œuvre sur la base de l'extension des équivalences écologiques entre la RAN et les sites impactés. Ainsi une nouvelle espèce, le lézard ocellé, a été ajoutée comme espèce compensable par la RAN de Cossure et pouvant ainsi être mobilisée dans le dimensionnement des besoins compensatoires (cf. section « Les négociations sur les calculs compensatoires ».), alors que cette espèce ne se trouvait pas sur le site de la RAN au moment de l'instruction du dossier. Cette décision a fait l'objet d'un premier avis défavorable du CNPN (CNPN, 2010) et du CSRPN (DREAL, 2010).

Une tentative d'élargissement des critères d'équivalence géographique de la RAN a également été proposée par la CDC B pour la compensation d'impacts sur les habitats d'outardes canepetières hors des 600 kilomètres carrés correspondant à la zone de compensation prévue initialement, dans le cadre d'un grand projet d'infrastructure ferroviaire en Languedoc-Roussillon. La CDC B a alors mobilisé son comité scientifique qui a rendu une motion positive à ce sujet, stipulant qu'il était « écologiquement envisageable que le site de Cossure compense des impacts sur des Outardes situées en région Languedoc-Roussillon, ces sites étant connectés écologiquement » (Comité scientifique de CDC Biodiversité, 2009). Cependant, en dehors de ces considérations scientifiques, les limites administratives ont prévalu sur la décision finale, des compensations dans la région Languedoc-Roussillon ayant été privilégiées.

Enfin, il est envisagé par l'opérateur de la RAN d'élargir les critères d'équivalences à des impacts qui porteraient par exemple atteinte aux continuités écologiques de type trames vertes et bleues. Cet élargissement permettrait d'augmenter les échanges possibles d'unités de Cossure avec des maîtres d'ouvrage en compensant des impacts sur des milieux plus ordinaires.

Les négociations survenues dans le système de compensation par la RAN sont, à notre sens, la conséquence d'une absence de règles opératoires précises permettant d'encadrer le dispositif de RAN et le déroulement des compensations. Même si ce dispositif est expérimental, l'absence de règles peut avoir *in fine* des conséquences sur l'atteinte de l'objectif d'absence de perte nette de la biodiversité.

#### **6.4. La fréquence des transactions**

Théoriquement, la structure de gouvernance mise en place dans la RAN afin d'assurer le suivi de l'opération permet d'augmenter la fréquence des interactions entre les partenaires, et ainsi de diminuer les coûts associés à chaque transaction. Par exemple, elle permet une meilleure connaissance des unités de la RAN et de leurs équivalences possibles lors des transactions.

Toutefois, en raison du manque de règles précises sur les modalités d'échange des unités et du fait de comportements stratégiques des acteurs de la transaction, la fréquence des interactions

entre les partenaires n'a pas permis de diminuer les coûts relatifs à l'organisation des transactions. En effet, les transactions ont fait l'objet d'importantes polémiques au sein du comité de pilotage qui ont été à l'origine de coûts de transaction pour les parties (organisation de réunions « extraordinaires », montage de dossiers contre ou pour justifier les transactions selon les parties, etc.).

## **7. Conclusions et perspectives**

Nous concluons ce chapitre sur les avantages et les limites écologiques et institutionnelles qu'offre cette expérimentation pour la préservation de la biodiversité. Nous clôturons cette conclusion par des perspectives et des améliorations du système dans le cadre du développement des politiques de compensation.

### **7.1. Bilan écologique de l'opération**

Les actions menées dans le cadre de la RAN de Cossure représentent une expérimentation de grande ampleur jusqu'alors inégalée en France dans la mise en œuvre de ces dispositifs de compensation, et dans la réalisation des opérations de réhabilitation écologique associées. Cette opération a permis la réhabilitation d'une pelouse sèche rase de 357 hectares offrant des habitats à l'avifaune steppique de la Crau et améliorant la connectivité des sites de la Réserve naturelle. Le projet de Cossure a également permis de mettre en œuvre des compensations réglementaires de projets d'aménagement laissées en suspens par faute d'avoir trouvé des mesures compensatoires adéquates.

Toutefois, au regard de l'objectif initial et des engagements de la France dans la mise en œuvre des compensations, soit l'absence de perte nette de la biodiversité, le bilan écologique global est plus discutable.

Les négociations survenues dans la réalisation des compensations via les tentatives d'élargissement des critères d'équivalence et la diminution des ratios tendent à réduire la prise en compte de la richesse et de la diversité du vivant. Ce résultat met probablement en évidence une limite inhérente au mécanisme de RAN qui oblige à réduire la spécificité des actifs afin d'en augmenter les possibles ventes (Scemama et Levrel, 2014). Le système de

banques de compensation n'est pas le mécanisme le plus adapté à la transaction d'unités de biodiversité trop complexes écologiquement. Dans ce cas, le système de compensation au cas par cas semble plus adapté car les actions de compensation sont dimensionnées spécifiquement pour un impact, alors que dans le cas des RAN une action de compensation doit compenser différents impacts sur la biodiversité provoqués à différents endroits. Mécaniquement, cela génère une perte de la prise en compte de la complexité du vivant. Toutefois, il faut noter que les compensations réalisées par le biais du dispositif de RAN ont l'avantage d'être anticipées et donc mises en œuvre avant les impacts.

Les difficultés aux États-Unis pour développer les banques d'espèces (conservation banks) comparées au développement des banques de zones humides corroborent cette analyse. Le système de banques d'espèces nécessite de développer autant de systèmes de crédits que d'espèces, tandis que les banques de zones humides peuvent s'appuyer sur un nombre de crédits correspondant à différents types d'écosystèmes (Bayon et al., 2008 ; Van Teeffelen et al., 2014).

Cependant, ces limites écologiques que nous avons mises en évidence dans le système de RAN résultent en grande partie de limites institutionnelles.

## **7.2. Des limites institutionnelles et organisationnelles**

Une limite importante qui fragilise le dispositif français de compensation par les RAN est le manque de règles précises dans les conventions pour encadrer le déroulement des compensations. Les acteurs du système ont en effet pu profiter de l'incomplétude des contrats et d'un environnement institutionnel incertain et imprécis pour adopter des comportements stratégiques qui au final, mettent en péril l'efficacité écologique du dispositif.

L'État français a choisi d'expérimenter ce mécanisme à dans un processus d'apprentissage par la pratique. Même si ce choix est certainement légitime, le dispositif français de compensation commence à souffrir de l'absence d'un environnement institutionnel et réglementaire stable reposant sur des règles formelles ainsi que sur des organisations qui en garantissent le respect (Williamson, 2005).

La définition de règles plus précises permettra également d'aider les services déconcentrés de l'État à faire respecter l'objectif d'absence de perte nette de la biodiversité. De plus, la mise en place d'un environnement précis et stable favorisera, d'une part, l'investissement des opérateurs dans la production de gains écologiques et, d'autre part, la confiance des maîtres d'ouvrage en ce système (Coggan et al., 2013). Toutefois, la formalisation et la précision des règles ne signifient pas pour autant qu'il ne faut pas conserver une certaine flexibilité des contrats. En effet, il est nécessaire de pouvoir faire évoluer les règles du système en fonction des contingences institutionnelles et écologiques. Cependant, cette flexibilité doit toujours garantir l'atteinte *in fine* des objectifs environnementaux visés.

Suite au lancement des cinq nouvelles opérations de compensation par le mécanisme de RAN, cet encadrement institutionnel du dispositif devient urgent. En effet, le gouvernement français s'apprête à renouveler l'expérience en 2015 au travers de ces nouvelles opérations de RAN avant même d'attendre le bilan de l'expérimentation de Cossure prévue en 2016 :

- l'opération « Hamster commun en plaine d'Alsace » proposée par la CDC B et InVivo Agrosolutions, dont l'objectif est de mettre en place des actions favorables au grand hamster au travers de conventionnements avec des agriculteurs dans la zone ouest de Strasbourg ;
- l'opération « Sous-bassin versant de l'Aff » proposée par la société Dervenn, avec une action de restauration visant principalement des zones humides dans le Morbihan ;
- l'opération « Combe Madame » par EDF, avec une action de récréation d'habitats favorables aux galliformes de montagnes dans la commune de Ferrière-d'Allevard en Isère ;
- l'opération « Seine Aval » menée par le Conseil général des Yvelines, avec comme principal objectif d'améliorer les continuités écologiques et les conditions d'accueil de l'avifaune et de l'entomofaune protégées des milieux ouverts dans les Yvelines ;
- l'opération « Milieux ouverts méditerranéens » menée par le bureau d'étude Biotope et la société de la Lyonnaise des eaux, avec comme cible principale la réhabilitation de pelouses et de garrigues basses dans la région du Languedoc-Roussillon.

### **7.3. Perspectives : Primum non nocere « D’abord, Ne pas nuire » (Hippocrate)**

L’analyse de la situation de la RAN de Cossure a révélé une meilleure effectivité des compensations que dans le système de compensation classique « par la demande ». Premièrement, en raison d’une meilleure application des obligations de compensation des maîtres d’ouvrage et, deuxièmement, en raison de l’ampleur des actions écologiques menées qui permet d’obtenir une meilleure réponse écologique (Moreno-Mateos et al., 2012).

Cependant, l’analyse révèle également qu’il est scientifiquement et structurellement difficile d’atteindre l’absence totale de perte nette de biodiversité par le mécanisme de RAN, surtout pour des écosystèmes à forte spécificité. Ainsi, le meilleur moyen susceptible de garantir l’absence de perte nette des milieux et des espèces que l’on juge importants à préserver reste encore d’en éviter toute atteinte et destruction par des interdictions réglementaires strictes. D’autant plus dans un contexte d’incertitudes scientifiques sur l’état et les dynamiques de la biodiversité en situation de changements globaux.

Par ailleurs, un risque est paradoxalement associé à l’amélioration écologique et organisationnelle des compensations via les mécanismes de RAN. Ce risque se trouve au niveau de la répartition des efforts entre les étapes de la séquence ERC : les acteurs du système risquent de privilégier l’étape de compensation au détriment des étapes d’évitement et de réduction des impacts sur la biodiversité. Là encore, l’organisation du dispositif est cruciale pour s’assurer du respect de la séquence ERC dans les procédures de régulation environnementale.



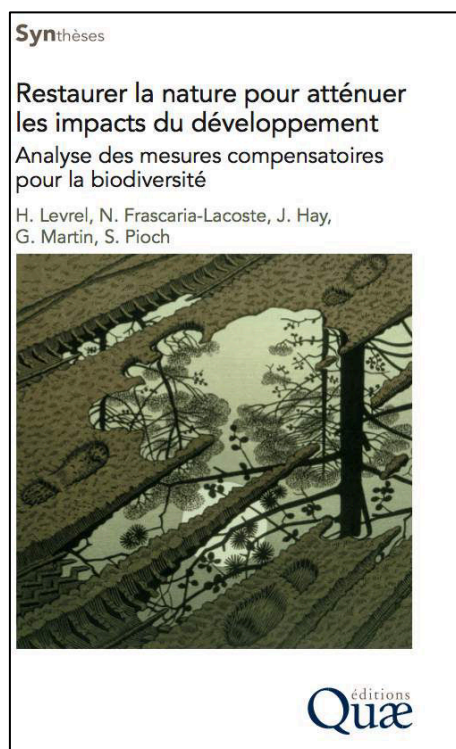
Le chapitre précédent a analysé plusieurs aspects de l'organisation et du mode de fonctionnement du système de banques de compensation en France. Les résultats de cette analyse ont mis particulièrement en évidence le rôle de l'environnement institutionnel dans les problèmes relatifs à l'efficacité des compensations menées par un système de banque.

Le système de compensation français pourrait être amélioré en s'inspirant d'expériences internationales, notamment des Etats-Unis pionniers dans la mise en place et le développement des banques de compensation. Dans la perspective du développement du système de banques de compensation en France, je propose dans le chapitre suivant de souligner les principales différences entre ces deux systèmes afin d'évaluer dans quelle mesure le système français pourrait profiter des évolutions institutionnelles du système américain pour appuyer le développement de sa politique de compensation.

## Chapitre 3

# Comparaison des cadres institutionnels et organisationnels des banques de compensation aux Etats-Unis et en France

Ce chapitre est rédigé à partir d'un article publié en 2015 dans l'ouvrage Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S. (Eds.). *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement. Analyse Des Mesures Compensatoires Pour La Biodiversité*. Editions Quae, Collection Synthèses.



### Référence de l'article :

Calvet, C., Vaissière, A.C. 2015. Comparaison des cadres institutionnels et organisationnels des banques de compensation aux Etats-Unis et en France. Dans Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S. (Eds.). *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement. Analyse Des Mesures Compensatoires Pour La Biodiversité*. Editions Quae, Collection Synthèses, Versailles, Chapitre 13, pp. 157–162.

Bien que largement inspiré du système de « mitigation banking » développé aux Etats-Unis (cf. chapitre 2), le dispositif de banque de compensation français diffère pourtant en de nombreux points avec le système américain. Nous proposons de mettre en évidence ces différences au travers d'une analyse des principales caractéristiques organisationnelles et institutionnelles constitutives de ce système, pour ensuite en dégager des propositions d'amélioration pour la politique de compensation française.

## **1. Synthèse des principales spécificités des contextes français et américain**

La table 4 synthétise les principales caractéristiques organisationnelles et institutionnelles des systèmes de banques de compensation dans les contextes français et américain.

Caractéristiques des systèmes de banque	Etats-Unis (Etat de Floride) <sup>53</sup>	France
<b>Environnement institutionnel</b>	Organisation et règles assez stabilisées (30 ans d'expérience) ; il émane de l'échelle nationale même s'il est adapté aux contextes locaux	Non stabilisé (en construction) ; il émane des expérimentations en cours ce qui peut poser des difficultés d'homogénéisation
<b>Réglementation spécifique pour les banques de compensation</b>	Lois fédérales et d'Etat + évolution de la jurisprudence en fonction des besoins	A droit constant
<b>Préférence par le régulateur d'un outil de compensation</b>	Système des banques de compensation « préféré » par le régulateur fédéral	Pas de préférence
<b>Responsabilité juridique du développeur</b>	Transférée à la banque	Conservée par le développeur
<b>Servitude environnementale</b>	Perpétuité	Durée d'engagement stipulée dans la convention (à l'heure actuelle 30 ans), mais pas encore de garantie sur la pérennité à très long terme
<b>Complétude des contrats entre le régulateur et la banque</b>	Instrument de banque de compensation plutôt complet mais avec des zones de flou laissées pour permettre flexibilité et interprétation	Signature d'une convention entre le régulateur et la banque laissée volontairement générale et incomplète (en construction au fur et à mesure)
<b>Contraintes foncières pour la mise en place de la banque</b>	Grandes parcelles et poids important de la structure incitative (incitations économiques)	Espace très morcelé, poids important de l'agriculture et implication des acteurs locaux
<b>Garantie financière d'une gestion pérenne</b>	Obligation de création d'un fond de construction et d'un fond de gestion sur le long terme	Pas de garantie autre que la réputation de l'opérateur de la banque
<b>Acteur garantissant la défense des objectifs environnementaux</b>	« Trustee » : acteur indépendant garant du respect de la servitude environnementale et de sa gestion sur le long terme	Pas d'acteur clairement identifié

<sup>53</sup> Cette colonne a été complétée à partir du chapitre Hassan, F., Vaissière, A.C. 2015. Banques de compensation des zones humides du New Jersey et de Floride. Dans Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S. (Eds.). *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement. Analyse Des Mesures Compensatoires Pour La Biodiversité*. Editions Quae, Collection Synthèses, Versailles, pp. 157–158.

Actions écologiques menées	Acquisition et restauration écologique de zones humides	Acquisition et réhabilitation écologique d'une fonction d'écosystème
<b>Taille moyenne des banques</b>	800 ha (de 20 ha à 9 800 ha)	350 ha
<b>Définition des équivalences écologique et géographique et du nombre de crédits de la banque</b>	Entre la banque et le régulateur via le bureau d'études	Entre la banque et le régulateur avec intervention d'un comité d'experts
<b>Attribution des crédits de compensation à la banque</b>	Au fur et à mesure en fonction de la réalisation des objectifs de <i>moyens</i> et de <i>résultats</i> écologiques	Totale à la mise en place de la banque sur engagement de réalisation des objectifs de <i>moyens</i>
<b>Surface moyenne de l'aire de service de la banque</b>	350 000 Ha (entre 250 000 Ha et 1 150 000 Ha)	Non défini précisément, environ 60 000 Ha
<b>Surface moyenne correspondant à un crédit</b>	1,3 Ha	1 Ha
<b>Formation du prix des crédits de compensation</b>	Pas de contrôle du régulateur, dépend de la situation concurrentielle de la banque	Sous contrôle du régulateur, basé sur les coûts de production et de gestion des crédits
<b>Prix moyen d'un crédit de biodiversité</b>	Entre 25 000 \$ et 200 000 \$ (entre 23 000 € et 180 000 €)	Entre 37 000 € et 40 000 €
<b>Unité d'évaluation de l'équivalence écologique</b>	Avant : surfaces et ratios De plus en plus : fonctions écologiques	Surfaces et ratios
<b>Méthode de calcul de l'équivalence écologique</b>	Méthode standardisée « Uniform Mitigation Assessment Method » (UMAM)	Au cas par cas, proposé par le développeur via le bureau d'études
<b>Sanction en cas de non respect des objectifs du contrat de la banque</b>	Gel de l'attribution des crédits et interdiction de vendre des crédits déjà débloqués	Pas de sanction prévue
<b>Acceptabilité sociale du principe des banques de compensation</b>	Plutôt bonne, certaines ONG méfiantes sont devenues favorables car impliquées dans le système	Moyenne, forte mobilisation d'associations environnementales militant contre le système, et importants conflits avec le monde agricole

**Table 4.** Comparaison des principales caractéristiques organisationnelles et institutionnelles entre les systèmes de banques de compensation français et américain.

Les premières banques de compensation américaines ont été mises en place à la fin des années 1980, et on en dénombre aujourd'hui près de 1500 à l'échelle des États-Unis<sup>54</sup>. Entrepris en 2008, le dispositif de réserve d'actifs naturels (RAN) de Cossure est la première expérience française de compensation constituant un moyen de compensation alternatif au système de permis individuels. Ce système de RAN tend à se développer en France suite à l'appel à projets lancé en 2011 par le gouvernement français (cinq expériences vont voir le jour prochainement ; voir chapitre 2).

Les principales différences qui distinguent les États-Unis de la France, sous réserve que leurs cadres institutionnels soient comparables (pour plus de détails sur les différences entre la culture juridique française et américaine, voir chapitre 4), concernent les droits de propriété et les garanties de réalisation et de gestion pérenne des banques de compensation. Pourtant, il s'agit précisément des innovations nécessaires, soulignées par Quétier *et al.* (2014), qui permettraient de garantir la pérennité sur le long terme des actions de conservation entreprises au travers du dispositif de RAN.

En ce qui concerne les droits de propriété, les États-Unis sont dotés d'un principe de servitude environnementale qui protège à perpétuité, et quel qu'en soit le propriétaire, la vocation environnementale des parcelles sur lesquelles sont établies les banques de compensation. Il n'existe pas, à l'heure actuelle, d'équivalent en France, même si des réflexions sont en cours pour modifier la réglementation afin d'y intégrer le principe de servitude environnementale. De plus, à la différence du cadre français, le cadre américain prévoit le transfert de la responsabilité juridique de l'atteinte des objectifs des mesures compensatoires du développeur à la banque de compensation. Cela permet d'assurer des contrôles et des suivis plus effectifs des actions de compensation.

Pour ce qui est des garanties de réalisation et de gestion pérenne des banques, le cadre américain impose aux banques de compensation de présenter des garanties techniques (dans l'instrument de banque) et financières dans le cadre de leur demande de permis auprès des régulateurs. En ce sens, deux fonds financiers doivent être constitués par la banque. Le premier pour sa construction afin de se prévenir des risques de faillite. Le second pour assurer la gestion de la banque à perpétuité. Pour le moment, en France, la garantie financière sur le long terme repose uniquement sur les promesses et la réputation des acteurs à l'initiative du

---

<sup>54</sup> Il s'agit des banques fonctionnelles.

projet de banque de compensation.

Si l'on s'intéresse aux contraintes spatiales et foncières des systèmes français et américains, il semble plus facile de mettre en place une banque de compensation aux États-Unis qu'en France. En effet, le territoire français a un paysage très morcelé avec l'imbrication des milieux agricoles et naturels, ainsi qu'une urbanisation de plus en plus pressante sur ces milieux. Ce morcellement implique une diversité de propriétaires de parcelles et de statuts fonciers des espaces visés pour les compensations. De plus, la longue tradition agricole de la France implique une prise en compte croissante des enjeux de l'agriculture dans la définition des compensations. La mise en place d'une banque de compensation nécessite alors des étapes préalables de concertation entre les acteurs locaux, notamment agricoles et fonciers. Aux États-Unis, la grande taille des parcelles réduit le nombre d'interlocuteurs. Ce sont plus souvent les aspects financiers que les enjeux locaux qui prévalent dans l'incitation des individus à réaliser une banque de compensation.

Au regard de l'environnement institutionnel, l'expérience américaine a montré l'importance d'un renforcement et d'une stabilisation des règles et du système de gouvernance encadrant les banques de compensation pour l'atteinte de bonnes performances écologiques des compensations. Suite aux critiques du National Research Council (NRC, 2001) et du Government Accountability Office<sup>55</sup> (GAO, 2005) le régulateur (USACE) a ainsi souligné sa préférence pour le système des banques comme outil de compensation et a créé simultanément en 2008 une réglementation spécifique pour les banques de compensation : *The Final Rule*.

En France, aucune réglementation précise propre au système des banques de compensation n'émerge à l'échelle nationale, et le ministère de l'Environnement prend le parti (et le risque) de laisser l'environnement institutionnel se construire à partir d'expérimentations de banques menées en parallèle. Les acteurs portant ces banques de compensation ont ainsi toute latitude pour tâtonner et proposer un système de gouvernance et de règles qui pourra ensuite être évalué par le ministère. Il en va de même pour les méthodes de calcul de l'équivalence, ce qui conduit parfois à un manque de clarté au regard des objectifs de *no-net-loss* (voir chapitre 2). Ce manque d'environnement institutionnel stabilisé, de clarté et de rigueur des cadres conceptuel et méthodologique, entraîne une mauvaise compréhension de la part des acteurs du

---

<sup>55</sup> La Cour des comptes américaine.

système, ce qui ne favorise pas une bonne mise en œuvre des compensations. Il existe un risque de se retrouver avec de plus en plus de « compensations qui n'existent que sur le papier » (Quétier *et al.*, 2014).

Le poids des différents acteurs de la compensation diffère entre les systèmes français et américain, mais leurs rôles peuvent être similaires. Aux États-Unis comme en France, les régulateurs ont un rôle clé. Ils doivent, d'une part, définir un cadre institutionnel détaillé qui reste cependant assez flexible et interprétable pour permettre au système de fonctionner et, d'autre part, contrôler la mise en place et la gestion des banques de compensation. Enfin, ils doivent également pouvoir suffisamment résister aux pressions du *lobby* des banques de compensation pour maintenir l'objectif de conservation de la biodiversité dans ce système de régulation.

Aux États-Unis, le consultant en environnement (appelé bureau d'étude en environnement en France) joue un rôle important de médiateur entre les régulateurs et les opérateurs des banques de compensation. Celui-ci est mobilisé afin de négocier les crédits de compensation attribués à la banque, l'aire de service, et le plan de gestion. En France, le bureau d'étude en environnement n'interfère pas dans les négociations entre le régulateur et la banque au sujet de l'attribution des crédits de compensation de la banque, ces derniers étant directement négociés entre le régulateur et l'opérateur. Cependant, le bureau d'étude tient tout de même une place prépondérante dans le système car c'est lui qui effectue le calcul des besoins compensatoires du développeur, ce dernier l'engageant pour réaliser ses dossiers réglementaires incluant les compensations. Les négociations peuvent alors s'établir entre le développeur et le bureau d'étude pour essayer de limiter les besoins de compensation, et de fait, les coûts inhérents pour le développeur (voir chapitre 2).

Concernant l'acceptabilité sociale du principe même de compensation environnementale, les associations et les organisations non gouvernementales (ONG) environnementales semblent être plus méfiantes en France qu'aux États-Unis envers l'utilisation des outils de compensation comme moyen de conservation de la biodiversité. Cependant, certains acteurs pensent de façon assez pragmatique que ce principe peut au moins freiner, voire stopper, l'actuelle érosion de la biodiversité dans un contexte où il semble difficile d'interdire les nouveaux projets de développement. Le poids du monde agricole joue là encore un rôle important dans l'acceptabilité des compensations. Les agriculteurs et leurs syndicats restent très méfiants à l'encontre des compensations qui, à l'heure actuelle, représentent plutôt des



menaces que des avantages (notamment en prenant des terres agricoles et en faisant augmenter le prix du foncier). Aux États-Unis, certaines ONG ont peu à peu changé leur point de vue sur le système. Après avoir été plutôt opposées au principe de compensation au début, notamment au système marchand, elles ont peu à peu été impliquées dans le système *via* la défense des servitudes environnementales ou la responsabilité de la gestion au long terme des banques, ce qui a alors peu à peu limité leurs critiques du système. Elles sont cependant rarement directement impliquées dans la réalisation d'une banque de compensation.

## 2. Perspectives institutionnelles

D'après les principaux manques mis en évidence dans le système de compensation français par rapport au système américain, je propose les améliorations suivantes en vue de stabiliser son environnement institutionnel :

- l'établissement d'une méthode standardisée de calcul des équivalences écologiques qui permette de limiter l'hétérogénéité des calculs des compensations ;
- la clarification des droits de propriété et des responsabilités au regard des compensations ;
- l'attribution des crédits de la banque basée sur des critères de résultats et non de moyens ;
- la garantie de la pérennité des actions de compensation au-delà de la durée d'engagement des parties dans les contrats (par exemple avec la mise en place de servitudes environnementales) ;
- la mise en place de fonds de gestion des sites de compensation dès la création de la RAN afin de garantir le financement sur le long terme des actions de gestion des sites compensés ;
- la mise en place de mécanismes de contrôles et de sanctions qui garantissent le respect des règles ;
- un suivi de l'état écologique du site rattaché à des objectifs écologiques précis et scientifiquement préétablis afin d'éviter des modifications de ceux-ci au cours de l'opération (la définition des objectifs devra tout de même considérer les trajectoires possibles de la biodiversité compensée).

Une autre piste d'amélioration du système est de changer le mode de gouvernance de la mise en œuvre des mesures compensatoires. Ainsi, la réalisation des compensations en France fait, à l'heure actuelle, l'objet de négociations entre acteurs qui manquent de transparence. La position de l'État est centrale dans ce cadre. En effet, pour la majorité des projets de compensation le préfet de région est l'acteur décisionnaire. Or, il est chargé à la fois de faire appliquer les réglementations environnementales et d'assurer le développement économique de sa région, ce qui peut poser des problèmes de gouvernance.

Une solution pourrait être de faire intervenir dans le dispositif de compensation une organisation *ad hoc* indépendante (sur l'exemple des trustees aux États-Unis), chargée exclusivement de défendre les intérêts environnementaux dans la planification territoriale. Ce paramètre semble indispensable pour garantir le bon fonctionnement des systèmes de compensation dans l'objectif d'assurer la préservation de la biodiversité. En l'absence de cette organisation indépendante, les conflits d'intérêts et les pressions économiques seront toujours susceptibles de privilégier les intérêts sectoriels au détriment des objectifs de préservation environnementale (Mermet et al., 2005).

Toutefois, les réflexions engagées sur les dispositifs de RAN dans le cadre de la rédaction de la loi sur la biodiversité laissent présager d'une amélioration de l'organisation des RAN, et plus largement des mesures compensatoires. Nous analysons plus précisément les apports de cette loi en ce sens dans la section synthèse et perspectives de la partie II.

Nous avons vu dans le chapitre précédent que le système de compensation français était contraint par des limites foncières et sociales résultant notamment de l'emprise spatiale et du poids de l'agriculture en France. Ainsi, l'introduction des agriculteurs dans le système de compensation va devenir un enjeu central dans la perspective d'un développement des compensations en France. Dans le contexte d'une évolution du rôle attribué à l'agriculteur, reconnu comme producteur de services environnementaux en plus de biens agricoles (Perrier-Cornet et Hervieu, 2002 ; SAF, 2012), la question de l'opportunité de sa contribution en tant que producteur du service de compensation se pose. Je propose d'étudier cette question dans le chapitre suivant en analysant un mécanisme innovant pour la mise en œuvre des compensations via des contrats agro-environnementaux. Les agriculteurs ont cependant des contraintes techniques et économiques inhérentes à leur activité qui peuvent constituer des limites à leur participation au système de compensation. Il convient alors d'étudier quelles sont ces limites et dans quelle mesure elles nécessiteront des compromis sur la réalisation des objectifs écologiques de la compensation. Dans cette perspective, nous porterons une attention particulière à la question de l'acceptabilité des contrats de compensation par les agriculteurs et à l'analyse de leur efficacité au regard des objectifs de la compensation.

## Chapitre 4

# Intérêts et limites des contrats agro-environnementaux pour la réalisation des compensations écologiques : apports d'un cas d'étude

Ce chapitre a fait l'objet d'un article accepté par la Société Française d'Economie Rurale à l'occasion des 9<sup>es</sup> Journées de Recherches en Sciences Sociales qui se dérouleront en décembre 2015.

### Référence de l'article :

Le Coënt, P.<sup>a</sup>, **Calvet, C.**<sup>b</sup>, 2015. Challenges of achieving biodiversity offsetting through agri-environmental schemes: evidence from an empirical study. *9<sup>es</sup> Journées de Recherches en Sciences Sociales de la Société Française d'Economie Rurale (SFER)*, Dec. 10-11, Nancy, France.

<sup>a</sup> Université Montpellier 1, UMR 5474 Lameta, 2 place Pierre Viala, 34000 Montpellier, France.

<sup>b</sup> Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, INRA-UR0767 Ecodeveloppement, Site Agroparc, Domaine St Paul, CS 40509, 84914 Avignon, Cedex 09, France.

## **Abstract**

Biodiversity offsetting (BO) is increasingly used in environmental policies as a way to halt biodiversity losses caused by the development of infrastructure and urbanization. Ecological gains for offsets have so far mainly been obtained through restoration activities conducted on agricultural land specifically acquired for this purpose by developers. This approach however meets growing technical difficulties due to land availability and social conflicts with farmers. The purpose of this paper is to analyse the opportunity of implementing a new approach to conduct biodiversity offsets through the use of agri-environmental schemes that we call agri-environmental biodiversity offset schemes (ABOS). This paper reviews the interests, limits and challenges of the use of ABOS in offsetting policies by examining two major issues: (1) the acceptability of offsetting contracts by farmers, and (2) the effectiveness of ABOS design and implementation. Based on the case-study of a major BO programme following the construction of a big railway bypass in the South of France, the article empirically assesses these issues through a survey carried out with 145 farmers. The results reveal that the main determinants of acceptability are: i) the usual economic factors - farmers with lowest compliance levels and opportunity costs, as well as farms facing economic difficulty, are more likely to adopt -, and ii) social factors – the importance given to other farmers’ decision and the feeling that this decision is accepted by farmers’ representatives. In terms of effectiveness, ABOS is shown to be effective in meeting legal requirements of the developer, but concerns are raised about real ecological benefits due to issues of additionality, permanence of land use change, and non-compliance with contract requirements. We particularly highlight problems with contract enforcement – especially due to weak sanctions and monitoring – and farmers’ selection that do not allow minimizing moral hazard and adverse selection, which are inherently attached to agri-environmental schemes. These results raise questions about the relevance of developing ABOS in offsetting policies, and lead us to suggest policy improvements.

## **Keywords**

Agri-environmental schemes; Biodiversity offsets; Conservation; No Net Loss Policies; Determinants adoption; Behavioral Economics

# 1. Introduction

Biodiversity offsetting (henceforth BO) is increasingly used in environmental policies as a way to halt biodiversity losses caused by the development of infrastructure and urbanization. This development represents one of the major threats on biodiversity due to the species' habitat destruction and fragmentation (Davenport et Davenport, 2006 ; Quintero et Mathur, 2011). In France, as a regulatory requirement, BO is incorporated in a mitigation hierarchy aimed at avoiding, minimizing, and in a last resort, offsetting for residual impacts on biodiversity. The principle of BO is to achieve a “No Net Loss” (henceforth NNL) of biodiversity by counterbalancing residual losses resulting from impacts of a development project at one place with ecological gains provided elsewhere (but in a relatively close geographical area according to institutional contexts) (Bull, Suttle, Gordon, et al., 2013). BO requirements appeared in environmental legislations of many countries in the 1970s, but they were rarely implemented in practice (McKenney et Kiesecker, 2010 ; Quétier, Regnery et Levrel, 2014). Recently, the concept of BO has known an important surge of interest in the political arena associated with recent initiatives aimed at achieving “No Net Loss of biodiversity and ecosystem services by 2020” (CBD et UNEP, 2010 ; European Commission, 2011).

Ecological gains for offsets can be provided in three different ways: i) by creating a new natural area, ii) by giving protected status to preserve an existing natural area, and iii) by restoring or improving ecosystems and their functions (for instance habitats for species). In relation with the NNL goal, offset measures must be additional to existing actions for biodiversity and ecosystems. In this perspective, restoration or improvement actions are the most used practices in offsetting schemes because they allow providing a real additionality of offsets (Gardner et al., 2013). In practice, ecological restoration within offset schemes is mainly carried out on agricultural land in two main ways: by acquisition of land or by contracting with landowners (McKenney et Kiesecker, 2010).

In densely populated regions in which natural areas are shrinking, the recent development of biodiversity offsets through ecological restoration faces major practical problems. It is becoming increasingly difficult to find and acquire new land to implement offsets close to development projects due to strong urban sprawl and infrastructure development. The rapid

land-use change in European countries over the past four decades has increased the pressure on land in urban and suburban areas (Perrier-Cornet, 2004). This leads to stronger social conflicts especially with farmers who try to maintain their activity in this fast-moving environment (Perrier-Cornet and Hervieu, 2002). In the case of offsets policies, farmers actually speak about a “double punishment” because agricultural land is first lost because of infrastructure construction, and second, because of the implementation of offset measures (Zakine, 2014). In this context, implementing BO objectives through the acquisition of agricultural land is becoming increasingly difficult.

A possible way out of this conflict is to make the implementation of BO compatible with agriculture activities by implementing contracts with farmers. This requires changing or adapting agricultural practices and/or land use because biodiversity on agricultural land largely depends on the intensity of land use and practices (Tilman et al., 2001). Encouraging farmers to change their practices for environmentally friendly ones, through appropriate incentives, could therefore be a way to conduct BO. This approach has been pursued in the EU Common Agricultural Policy (CAP) with the use of agri-environmental schemes (henceforth AESs), considered as the main policy instrument to preserve biodiversity in agricultural landscapes (EEA, 2004). AESs are voluntary contracts in which farmers are offered compensation payments for reducing the negative externalities of agricultural production or producing positive externalities. This can be done by reducing the intensity of agriculture systems or by maintaining extensive systems with positive impacts on the environment.

Implementing a new kind of AES, that we call Agri-Biodiversity Offset Scheme (henceforth ABOS), could therefore be a genuine opportunity to facilitate the implementation of biodiversity offsets, and encourage farmers to adopt pro-environmental practices. We define ABOS as one or a set of voluntary contract(s) in which a developer offers payments to one or several farmers for changing their practices to environmentally friendly ones, thus providing ecological gains that will serve as biodiversity offsets. European governments are increasingly interested in the use of these contracts for the implementation of offsets (Masden et al., 2011). In the draft biodiversity law, the French government is introducing farmers as new operators to implement offsets (Gaillard, 2014). ABOS therefore represents an emerging approach to organize the BO transaction under NNL policies.

While there is an extensive literature on PES and AES programs, to date, there has been no analysis of the use of agri-environmental contracts in the context of biodiversity offsets. To address this gap, this article sheds lights on the opportunities and limits of using ABOS in environmental policies. This mechanism presents a number of interests, particularly for developers, because its flexibility, its relatively low cost and its capacity to reduce local conflicts on land acquisition. However, using agro-environmental contracts for the implementation of BO targets presents two major challenges. The first challenge is that farmers must enrol in the programme and contracts proposed in ABOS must therefore be sufficiently attractive (acceptability) and the second one is that the scheme must induce actual practice or land use change that lead to the expected environmental benefits and must be sustained over time (effectiveness). We address these challenges through the empirical analysis of a vast BO programme implemented through ABOS in the South of France.

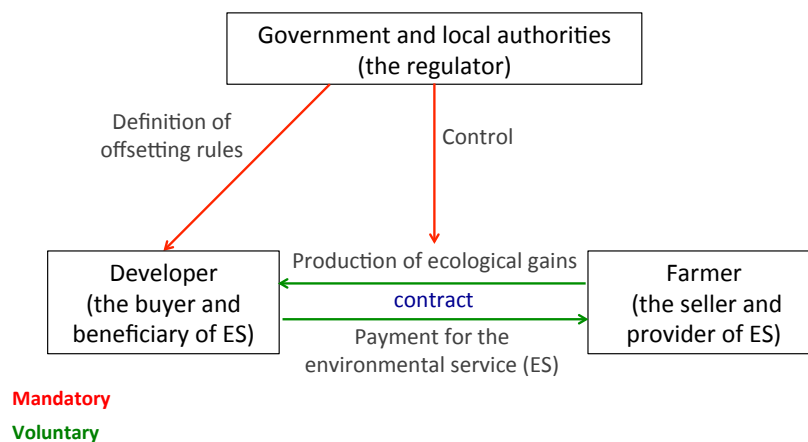
The article is organized into five main sections. The second section presents the theoretical framework of the study. It i) defines ABOS as regards to other kind of AES especially AESs in the CAP and Payment for Environmental Services (PES), ii) highlights the potential interests of developing ABOS for the different actors in biodiversity offset policies, and iii) describes the theoretical background of ABOS's challenges: mainly acceptability and effectiveness. The third section describes the methodology of the field research: (i) the case-study, (ii) the data collection, and (iii) the data analysis methodology. The forth section presents the results and discusses these results by examining the opportunities and limits of ABOS in BO policies. The last section finally concludes on policy recommendations for ABOS implementation and research perspectives.



## 2. Theoretical framework: definition, interests and challenges of ABOS

### 2.1. Definition of ABOS

BO schemes involve a third-party transaction in which there are an offset buyer, the developer, an offset seller, the provider of ecological gains, and an offset regulator who requires the purchase of offset and controls its implementation (Coggan et al., 2013a ; Scemama et Levrel, 2014). We defined ABOS as one or a set of voluntary contract(s) in which a developer offers payments to one or several farmer(s) for changing their practices to environmentally friendly ones, thus providing ecological gains that will serve as biodiversity offsets. In this transaction, the farmer is the provider and the seller of the environmental service, and the developer is the beneficiary and the buyer of this environmental service used to comply with his offset requirements. The offset regulator is represented by two entities: at national level, by the Government that defines offset rules and requirements, and at local scale, by local authorities whose aim is to enforce environmental legislations (Figure 13).



**Figure 13.** Schematization of Agri-Biodiversity Offset Schemes (ABOS) as a transaction in offset policies.

ABOS are very close to PES in which a beneficiary pays a provider for an environmental service. Like in PES schemes, the transaction between at least one buyer, beneficiary of the service, and one seller, provider of the service, is voluntary and conditioned to the provision of a well-defined environmental service (Wunder, 2005). As mentioned before, ABOS are also very close to AES implemented in the CAP. There are however specificities compared to PES or AES. First, ABOS must fulfil a regulatory requirement, so the motives for the

transaction are not voluntary but framed within a regulatory framework. Depending on the level of ecological losses that remain after avoiding and reducing the impacts of a project, the developer will be set by the State a mandatory target of ecological gains to achieve through biodiversity offsets. Outcomes of AES and PES programmes are generally more loosely set and rather depend on available budget. This specificity imposes that ABOS actually achieve mandatory outcomes in terms of ecological gains. We will see in section 2.3 that effectiveness issues attached to all agri-environmental contracts may raise challenges for the attainment of these mandatory outcomes, mainly due to information asymmetry (Ferraro, 2008). Despite this constraint for the developer, transactions remain voluntary for the farmer in ABOS as for AES and PES. Second, in relation with the BO principle, ecological gains provided through ABOS serve to compensate for ecological losses. There is no overall gain of biodiversity as in PES and AES. Third, the beneficiary of the environmental service is in ABOS, in most cases, a private entity in contrast to PES and AES schemes in which this is mainly public beneficiaries (Wunder, Engel et Pagiola, 2008). These differences of objective and ultimate beneficiary may affect farmers' willingness to participate in the scheme due to individual preferences for one option or the other.

## **2.2. Potential interests of ABOS**

The use of agri-environmental contracts for the implementation of BO objectives presents a number of potential interests as compared to other tools used for the implementation of BO such as mitigation banks or land acquisition.

First, the use of short-term agri-environmental contracts may be better accepted by farmers than land acquisition. Indeed, farmers consider that BO may accelerate the loss of agricultural land already affected by urbanization (Zakine, 2014). Farmers may be more favourable to ABOS that represent short-term commitment with the possibility to revert to previous land use after the end of the contract. Second, the cost of implementing such system that do not entail the cost of land acquisition is strongly reduced for developers especially in contexts where land prices are already high. These two points may facilitate the implementation of biodiversity offsets by developers.

Third, the flexibility of this system, with short-term contracts (usually 5 years), may have a number of advantages to adapt to potential future evolutions. Indeed, it is expected that due to climate change, the spatial distribution of species may change over time (Devictor et al., 2012) and may perhaps require a spatial adaptation of BO ((Bull, Suttle, Singh, et al., 2013). In addition, legal and administrative obligations attached to BO have evolved quickly in the recent past and may continue to do so. Using ABOS may allow developers to adjust to potential future modifications of legal and administrative rules. Another aspect is that BO still rely on incomplete and imprecise scientific knowledge regarding biodiversity and conservation issues (Calvet, Napoléone et Salles, 2015). These uncertainties may require adjustments of BO implementation over time that would be facilitated by the use of rapidly adjustable ABOS.

Fourth, as compared to mitigation banks that are more suitable to compensate for generic assets (Scemama et Levrel, 2014), ABOS can be used to compensate more specific biodiversity losses being tied to a specific development project.

Fifth, the use of ABOS is particularly adapted for the compensation of biodiversity tied to agricultural activities (Cimon-Morin, Darveau et Poulin, 2013 ; Ribaud et al., 2010). In European countries, the intensification of agriculture has been shown as a major cause of biodiversity decline especially for species that are strongly dependent on agricultural lands as steppic birds (Burfield, 2005; Donald, Green et Heath, 2001). However, some agricultural systems can benefit to this biodiversity and foster its development by providing habitats and food (Wolff et al., 2001b). In addition, the use of ABOS may also have spill over effects as it may induce farmers to adopt practices and land use that are more favourable for biodiversity not only on land under contract, for example through an evolution of social norms (Pattanayak, Wunder et Ferraro, 2010). The existence of ABOS may also represent an economic opportunity, especially for farms that are in difficulty. One other spillover effect could therefore be that ABOS contribute to the survival of some farms and the maintenance of agriculture activities, which will in turn have an effect on agro-biodiversity at the landscape scale.

## **2.3. Challenges of ABOS**

We presented the numerous interests of ABOS that may facilitate the implementation of BO. However, the use of agri-environmental contracts in the context of biodiversity offsets raises specific challenges as compared to land acquisition, the main tool used in the implementation of BO. Indeed, the acquisition of land by developers allows a long-term control of land-use and agricultural practices whereas the use of ABOS, which are voluntary short-term contract with farmers, do not provide the same level of control.

The first challenge is that farmers must enrol in the programme and contracts proposed in ABOS must therefore be sufficiently attractive (acceptability) and the second one is that the scheme must induce actual practice or land use change that lead to the expected environmental benefits and must be sustained over time (effectiveness).

### **2.3.1. Acceptability of ABOS**

The acceptability of ABOS is a key challenge because developers need to find a sufficient number of voluntary farmers and a sufficient amount of agricultural land in order to reach the legally set BO objectives. In addition, considering that contracts are usually short-term (generally 5 years) the developer must be able to do this several times during the legal duration of biodiversity offsets.

The acceptability by farmers of agri-environmental contracts is well documented in the literature. There is particularly an extensive literature on the determinants of farmers' participation in AES proposed in the Common Agricultural Policy. Acceptability of agri-environmental contracts is influenced by a diversity of determinants that can be classified into four main groups: farmer and farm socio-economic characteristics, contract characteristics, payment level and its relation to costs, and (4) behavioral factors (see details in Appendix 1). Acceptability of ABOS may be influenced by the same determinants but the particularities of ABOS may modulate their importance.

The following aspects may be particularly important in ABOS adoption:

### ***Flexibility***

The flexibility of contract design is among the key factors that facilitate adoption. Contracts that are more likely to be adopted have a shorter duration (Bougherara et Ducos, 2006 ; Christensen et al., 2011 ; Louis et Rousset, 2010 ; Ruto et Garrod, 2009), leave more flexibility to farmers in plot selection (Bougherara et Ducos, 2006 ; Ruto et Garrod, 2009) and in technical prescriptions (Bougherara et Ducos, 2006 ; Christensen et al., 2011 ; Kuhfuss, Preget et Thoyer, 2014 ; Ruto et Garrod, 2009). Besides, easiness to withdraw from the contract is also an important criteria in farmers' participation (Christensen et al., 2011).

In the Common Agriculture Policy (CAP), contract design is generally framed by strict legislative and administrative rules limiting farmers' eligibility and leaving little flexibility for the adjustment of contracts' characteristics to specific contexts. BO programmes are generally operated at a limited geographical scale and ABOS are tailor-made according to a specific development project. ABOS are signed between farmers and the developer, which is generally a private firm. Thus, it is expected that ABOS be set in a more flexible way especially in terms of enforcement rules and eligibility criteria. Likewise, due to this flexibility, contract terms will probably be more easily renegotiated in a context of environmental or farm change. The higher flexibility offered by ABOS will likely have a positive influence on farmers' acceptability.

### ***Payment/Cost***

The relationship between costs and payment amounts is a key issue to understand the adoption of agri-environmental contracts (Brotherton, 1991 ; Drake, Bergström et Svedsäter, 1999) and is expected to similarly play a fundamental role for ABOS. A particularity, compared to AES especially, is that payments could theoretically be freely set during the transaction between the developer and land owners and therefore minimize acceptability issues. However, as we will see in our case study, many times the administration imposes a fixed-payment system based on the compensation of additional costs and foregone profits incurred by farmers, equivalent to the AES payment system. Concerning costs, ABOS should generally present less administrative constraints and restrictions than AES, mainly due to

simpler procedure and contract terms, and are therefore supposed to entail reduced transaction costs and could be therefore more easily adopted than AES.

### ***Social norms***

The role of social norms in the adoption of AES and pro-environmental practices has been recently highlighted (Banerjee et Wossink, 2015 ; Beedell et Rehman, 1999 ; Fielding et al., 2005 ; Kuhfuss et al., 2015). This factor may be an important determinant particularly for the adoption of ABOS. Indeed, BO programmes are linked to the construction of infrastructure that may create local disturbance and may be associated with expropriation and vast land acquisition programmes. These factors may create local resistance to any actions associated with the construction project and social pressure not to adopt ABOS.

### ***Attitude towards the environment***

This factor is one of the prominent factors that have been shown to influence adoption of agri-environmental programmes (Beedell et Rehman, 2000 ; Defrancesco et al., 2008 ; Delvaux et al., 1999 ; Ducos, Dupraz et Bonnieux, 2009 ; Morris, Pottert et Potter, 1995 ; Mzoughi, 2011) although this importance raises debate (Lamine, 2011). Considering that in ABOS, the contract is presented as a transaction between a service buyer and a seller for the compensation of biodiversity damages linked to the construction of an infrastructure, and therefore might not be considered as a pro-environmental behavior, we anticipate that the attitude towards the environment may have a rather limited importance.

### ***Trust***

Trust between contracting partners also facilitates participation in AES by reducing transaction costs both before and during the transaction (Ducos, Dupraz et Bonnieux, 2009 ; Ducos et Dupraz, 2007 ; Louis et Rousset, 2010 ; Peerlings et Polman, 2009). In Europe, AES are generally struck between farmers and the State within the CAP framework. In the context of BO, actors that offer ABOS to farmers mainly come from the private sector. Establishing trust and good relationships among these new actors is therefore a key challenge for the success of BO programmes. The perception of this trust relationship by individual farmer might therefore be an important factor to predict farmers' participation.

### **2.3.2. Effectiveness of ABOS**

As mentioned previously, the implementation of ABOS must respect mandatory outcomes in terms of ecological gains, which imposes a high level of effectiveness. This means that i) farmers must comply with contract requirements (*compliance*), ii) contracts must result in a real change of land use or agricultural practices (*additionality*), iii) that land-use changes actually lead to environmental outcomes (*link between land use and environmental outcomes*) and that iv) changes must be sustained over time (*permanence*) (Wunder, Engel et Pagiola, 2008). We describe below the main issues related to this four challenges.

#### ***Compliance***

Farmers are better informed about their actions than the developer. After the contract has been negotiated, it may be rational for farmers not to respect these terms if the developer does not invest enough in monitoring compliance or does not impose stringent sanctions (Ferraro, 2008).

#### ***Additionality***

Additionality means that land-owners not only adopt land uses or agricultural practices but ones that they would not have adopted in the absence of ABOS (Wunder, Engel et Pagiola, 2008). Some farmers under ABOS may indeed adopt practices that are favorable for the restoration of habitats of species affected by the construction of an infrastructure but that they would have adopted anyway: this is called the windfall effect (Chabé-Ferret et Subervie, 2013 ; Kuhfuss et Subervie, 2015). Windfall effect should be avoided as much as possible because they do not bring extra ecological benefits and should not be taken into account in the attainment of the BO targets. If pre-contract diagnosis is not done properly, selected farmers may even get paid to implement practices that they already implemented before.

Information asymmetries that are therefore inherently associated with the use of agri-environmental contracts, especially moral hazard and adverse selection, pose specific challenges for the use of this tool in BO, mainly for the issues of compliance and additionality (Ferraro, 2008).

### ***Link between land use and environmental outcomes***

Guaranteeing additionality in terms of actual land-use changes may not be sufficient to attain BO targets. It is indeed necessary that the modification of land uses lead to actual ecological gains and that overall they compensate ecological damages. Several aspects need to be considered on this issue. First, the modification of land use and practices included in ABOS's requirements must actually lead to environmental benefits and the predicted benefits of each modification should be adequately quantified. This requires a solid expertise in the ecology of species affected by the damages. Second, schemes may need to be adapted when the marginal benefits from the service provision are not constant (Jack, Kousky et Sims, 2008). Threshold effects, that are relatively frequent in ecological systems (Muradian, 2001 ; Perrings et Pearce, 1994), require the implementation of schemes that ensure a minimum level of participation in order to avoid "paying for nothing" (Le Coent, Préget et Thoyer, 2014). Spatial coordination may also be required in order to achieve ecological results. Depending on the species, the conservation of habitats in the shape of corridors, patches or mosaic may be necessary (Forman, 1995). In this case, it is fundamental to integrate a landscape approach in the design and implementation of conservation programmes (Goldman, Thompson et Daily, 2007).

### ***Permanence***

According to the CAP objectives, AES are supposed to help farmers to sustainably adopt pro-environmental practices. But in practice, many farmers do not maintain their practices when the contract ends (Kuhfuss et al, 2015). In the case of ABOS, the main goal is to avoid no net loss of biodiversity. This implies that the irreversible losses caused by development projects have to be offset by long term ecological gains. In this way, there is a major issue in maintaining the ecological gains provided by farmers' practices in ABOS. However, the literature shows that contracts with long duration are generally not well accepted by farmers (Bougherara et Ducos, 2006 ; Christensen et al., 2011 ; Ruto et Garrod, 2009). This constraint implies either that land-use modifications required in the contracts are maintained after the end of contracts or that new contracts are periodically being signed with farmers for as long as the ecological impact of the infrastructure remains.



This theoretical section highlighted the interests and challenges tight to the use of agri-environmental contracts in biodiversity offsets. The purpose of the rest of the article is to confront these elements, mainly acceptability and effectiveness of ABOS, to an empirical analysis. We present in the following section the case-study and the methodology used to conduct such analysis.

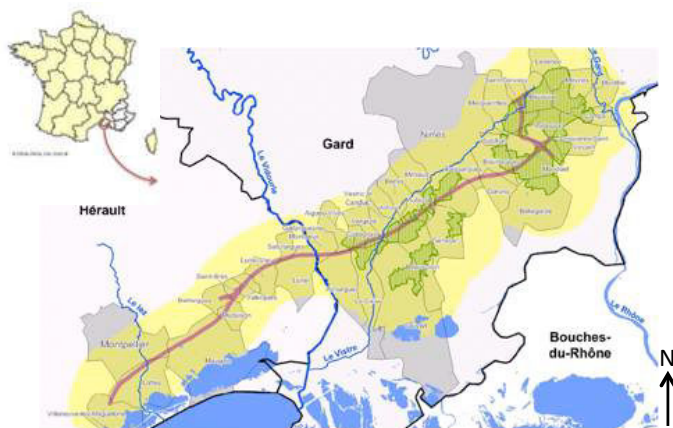
### 3. Methodology of the field research

In this section, we describe the methodology we have used to analyse our case study. We first present the case study and then we define how we analyse the two main issues of acceptability and effectiveness of ABOS.

#### 3.1. Presentation of the case-study

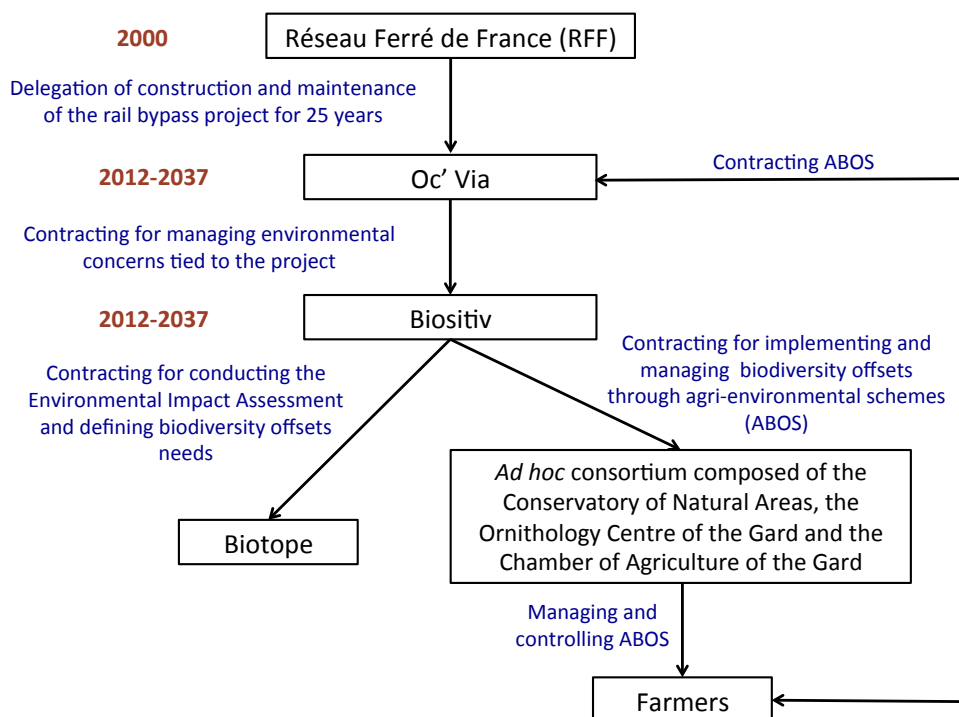
##### 3.1.1. Brief history and description of the institutional organization

We study the use of ABOS for the implementation of part of the biodiversity offsets required to compensate the ecological impact of a big railway project in southern France. This project, named “rail bypass Nîmes-Montpellier” (henceforth CNM project), has been initiated in 2000 by Réseau Ferré de France (RFF), a public company which owned and maintained the French national railway network (Calvet and Quétier, 2014). The project includes the construction of an 80 kilometers mixed high-speed railway line between Nîmes and Montpellier (Figure 14).



**Figure 14:** mapping of the CNM project (red line) among protected natural areas (green areas) (adapted from Oc’Via, <http://www.ocvia.fr>).

In 2012, through a public-private partnership, RFF delegated the construction and maintenance of the railway for 25 years to a private consortium of industrial and business corporations named “Oc’Via”. Regarding ecological aspects, Oc’Via contracted a company, named “Biositiv”, to take in charge ecological issues tied to the rail bypass project. Biositiv is an internal structure of the important builder Bouygues Construction aimed at accompanying developers in their strategy to biodiversity. Biositiv contracted the environmental consultancy company “Biotope” to conduct the environmental impact assessment of the CNM project and to define the biodiversity offsets needs (Figure 15).



**Figure 15:** institutional organization of the biodiversity offsetting programme of the CNM project.

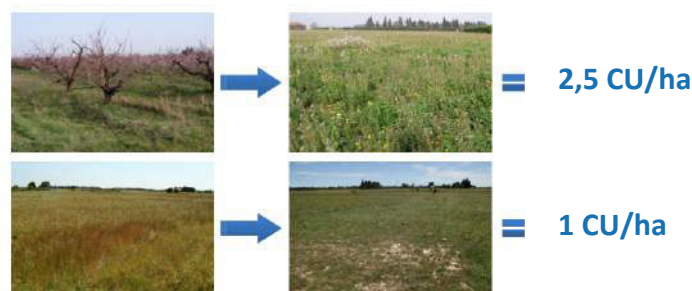
### 3.1.2. Ecological impacts

Due to the size and location of the CNM project, there are large ecological impacts. The railway line crosses two large Natura 2000 sites (see figure 14) in which the Mediterranean little bustards' population is the largest of the French territory (Wolff, 2001a). The little bustard is listed on the red list of endangered species classified vulnerable in France and near-threatened at global scale (IUCN, 2012). Some habitats and species present in these sites are protected by EU Directives (EU Habitats and Birds Directives). The environmental impact

assessments conducted by Biotope revealed that the CNM project would impact 1886 hectares of natural habitats due to disturbance-related impacts, and destroyed 652 hectares due to direct construction area. This project also affects more than 124 protected species by European Directives of which the majority are bird species. The little bustard is considered the central species due to the significance of the impacts on its habitat and its conservation status.

### 3.1.3. Definition of biodiversity offsets needs

Biotope assessed the need for biodiversity offsets tied to the CNM project by using a specific and innovative method to assess ecological equivalence between biodiversity losses and gains. This method allows replacing a per-hectare approach by a compensation units (CUs) approach to quantify impacts and offset needs (for a more detailed description of the method see Dauguet (2015)). The main objective of this approach is to highlight the “ecological added-value” of offsets by considering the ecological quality of habitats rather than their only surface areas. Thereby, two habitats of equal surface area can require a different amount of CUs depending on their ecological value. For instance, impacts on a high ecological value habitat will require more CUs than impacts on a lower ecological quality habitat. The same unit is used to estimate ecological gains in the BO programme. Ecological gains, in CU, depend on the change of land use and agriculture practices between before and after restoration (Figure 16).



**Figure 16.** the Compensatory Unit (CU) approach used to assess gains attached to land-use change (adapted from Quétier et al. (2013)).

Through this approach, Biotope estimated a need of 3279 CUs to compensate for the impacts of the CNM project most of which are for the little bustard and related to agricultural land (95%). Oc’Via has thus to implement biodiversity offsets allowing the provision of 3279 CUs

by April 2018. The environmental administration proposed a gradual attainment of this target. For instance, Oc'via had to provide 3071 CUs by April 2015. Oc'Via legal commitment related to biodiversity offsets will last 25 years, meaning that he has to maintain the total of 3279 UCs until 2037.

Depending on the ecological value provided by the different biodiversity offsets (according to the CU approach, see figure 16), the need of offsets was estimated at around 1600 hectares among which 500 hectares would be acquired and restored in favourable habitats for little bustards, and 1100 hectares would be contracted with farmers through ABOS.

#### **3.1.4. Implementation of ABOS**

Our study only focuses on the offsets conducted through ABOS. In order to implement and conduct ABOS, Oc'Via and Biositiv launched in 2007 a call for proposals. An *ad hoc* consortium was then formed in response to this tender that consists of the Conservatory of Natural Areas, an ecological association specialized in land management of natural sites, the Ornithological Centre of the Gard, an ecological association specialized in the study and protection of bird species, and the Chamber of Agriculture of the Gard, a farmers' institution at the departmental level strongly involves in the technical and administrative support to farmers. This consortium was then in charge of conducting, implementing and controlling ABOS under the supervision of Biositiv and Oc'Via (see figure 15).

The main ecological objectives of ABOS are to increase food resources and create favourable habitats for little bustards. Accompanied by a team of researchers specialized in studying agri-environmental schemes for little bustards (the national scientific research centre of Chizé), the consortium defined and proposed a catalogue of 11 agri-environmental measures to implement ABOS. Technical specifications are associated to each agri-environmental measure (e.g. adapting mowing schedule during reproductive seasons or maintaining post-harvest stubble). Each measure has a fixed per-hectare payment defined on the basis of existing agri-environmental schemes (AES) framed under the European CAP that have similar objectives when they existed, or if not, on a calculation of average income foregone and additional costs tied to the implementation of the contract. Thus, payments of the environmental service are not negotiated between the parties to the transaction, i.e. the buyer (Oc'via) and the seller (the farmer). Indeed, the environmental administration, in

collaboration with the Chamber of Agriculture, adopted this rule in order to avoid “competition” between AES and ABOS as well as between ABOS proposed to farmers for other offsetting projects.

In 2010, the consortium offered farmers to participate in ABOS by sending a letter to 1100 landowners. The programme was opened to farmers for whom farming was their main or secondary activity, with no age restriction, and located in all the municipalities affected by the railway line. Farmers could choose the plots they volunteered to enroll in the program, and the measures they proposed to apply among the 11 agri-environmental measures. The consortium received 124 propositions to participate in the offsetting program, corresponding to 2000 hectares among which they wanted to select 1150 hectares for implementing the ABOS. The consortium then set out a selection process to select the best plots to involve in ABOS based on three main criteria: the CUs gain, the cost of the measure and the ecological rating provided by plots. The ecological rating is a 1 to 4 score based on the geographic location of plots (area where little bustards have a strong presence), the plot size (“bigger is better”) and the surrounding landscape (e.g. presence of hedges and nearby roads). There was no clear and precise rule to select plots regarding these three criteria; the selection was rather the result of a discussion between the consortium members and the buyer, Oc’Via. Following this selection process, the consortium selected 510 plots corresponding to 1160 ha and contracted 100 farmers.

### **3.1.5. Description of ABOS contracts**

ABOS contracts have a five-year duration. Each plot enrolled in the program has to follow technical specifications specified in the associated measures. Payments are given to farmers each year according to the standard payment levels defined by measure. The consortium set up a three-years monitoring and control plan of plots in which they are controlled without preliminary notice only once in three years. Enforcement rules are also very flexible. In case of non-compliance with requirements, farmers can receive lower payments, but no sanctions are foreseen. In case of technical problems related to the implementation of the technical specifications, farmers can renegotiate contract terms and even change measures. In worst cases, farmers can withdraw from the contract even during the contract duration. When the contract ends, farmers can decide to renew it or not on the same plots or to engage others.

Compared to classic AES contracts, ABOS contracts are therefore more flexible on both eligibility criteria and the monitoring and sanction system.

### **3.2. Data collection and analysis**

The empirical study aims both at analysing farmers' acceptability and the effectiveness of ABOS implemented for the BO programme of the CNM project. The methodology used to analyse these two topics is presented separately in this section.

#### **3.2.1. Farmers acceptability of ABOS**

The issue of the acceptability of ABOS was analyzed through a survey carried out in early 2015. We present below the survey design as well as the methodology used for data analysis.

- **Survey design**

The survey questionnaire was designed to determine factors that may explain two variables: i) whether farmers have adopted or not an ABOS, and ii) their intention to adopt an ABOS in the coming years.

Questions included were chosen based on factors that are considered to have an effect on the adoption of AES in the literature (Cf. Appendix 1). The questionnaire covered the following topics: i) farmer and farm socio-economic characteristics, ii) contract flexibility, iii) transaction costs associated with the contract, iv) level of difficulty of the adoption of ABOS prescriptions, v) contract payment and their relation with costs, vi) attitude towards the environment, vii) social norms, viii) trust in the institutions involved in the contract, and ix) attitude towards BO. In most of the questions, farmers had to express their level of agreement with a statement. For example; for contract flexibility, farmers had to decide whether they “strongly disagree”, “disagree”, “agree” or “strongly agree” with the statement “It is easy to disengage from ABOS”. Farmers also had the possibility to declare that they “do not know” the answer. We deliberately avoided including a neutral point in our scales in order to prevent farmers from not expressing an opinion. The questionnaire is presented in appendix 2.

The questionnaire was designed in discussion with the main implementing partners. It was tested in face-to face interviews with 4 farmers. The questionnaire was subsequently sent to all farmers that had been initially contacted by the Chambre d'Agriculture du Gard in 2010, when they were searching for voluntary farmers. It was sent to 1169 farmers by postal mail and by e-mail to those for which we had an e-mail address. Farmers were invited to fill the questionnaire on paper and send it back by postal mail or to fill the questionnaire directly online using Limesurvey. We received 39 questionnaires online and 106 questionnaires via postal mail. This 12.4% return rate is considered good for this type of survey in this field. Among the 145 questionnaires, 24 had to be discarded because they were very incompletely filled. Responding to the questionnaire indeed required a minimum knowledge on ABOS. Despite the fact that all farmers had been theoretically informed once in 2010, a number of them lacked the required information to be able to properly fill the questionnaire. We therefore have 121 questionnaires that can be exploited among which 40 farmers adopted the contract (henceforth referred as adopters) and 81 did not (henceforth referred as non-adopters).

- **Data analysis**

In this survey, two variables can be analyzed: the actual decision to adopt an ABOS and the intention to adopt in coming years. The decision to adopt an ABOS was taken for many farmers several years ago (in 2010). The analysis of the determinants of adoption may therefore suffer from a strong endogeneity problem, i.e. it will not be possible to determine whether farmers adopted the ABOS because they were different or if they became different because they have adopted the ABOS. We therefore decided to focus our investigation on the intention of farmers to adopt an ABOS in the future that we considered to present less endogeneity issues. The intention to perform a behavior is considered as one of the main predictor of behavior (Ajzen, 1991). It captures the motivational factors that influence behavior, in other words it is an indication of “how hard people are willing to try, of how much of an effort they are planning to exert, in order to perform the behavior” - the stronger the intention, the more likely the behavior will be performed. It was evaluated through the question “Do you intend to sign an ABOS in the coming years?” with the answer options “very unlikely” “rather unlikely” “rather likely” and “very likely”. This variable however suffers from the limitations and biases of all stated preferences methodologies.

In this study, the intention is an ordered variable (henceforth called  $y$ ) coded from 1 to 4, however the difference between the different levels may not be constant. One option would be to turn this scale into a binary variable but it would partially collapse the diversity of intentions among farmers. We therefore decided to analyze this diversity using an ordered logit model.

We define a latent variable  $y^*$ , which is unobservable and defined by :

$$y^* = X'\beta + \epsilon$$

where  $X$  is a vector of variables that are considered to explain the intention to adopt an ABOS.

The intention  $y$  takes the value  $j$  if the latent variable is comprised between 2 thresholds:

$$y = j \text{ if } \alpha_{j-1} < y^* \leq \alpha_j$$

The probability to choose level  $j$  can be defined by:

$$p(y = j) = p(\alpha_{j-1} < y^* \leq \alpha_j) = F(\alpha_j - X'\beta) - F(\alpha_{j-1} - X'\beta)$$

where  $F$  is the logistic cumulative distribution function. This model produces one set of coefficients with  $(j-1)$  intercepts (3 in our case). The underlying ordered logistic assumption is that the relationship between each pair of outcome groups is the same. This is called the proportional odds assumption or the parallel regression assumption. An approximate likelihood-ratio test will be performed in order to verify that this assumption is verified. The description of the explanatory variables used to predict the intention to adopt is provided in Table 5.



Variable	Description	Unit
<i>Farmers and farm socio-economic characteristics</i>		
AGE	Age of the farmer	Years
EDUC	Education	1=Superior or Secondary long 0= Primary or secondary short
SURF	Size of the farm as compared to other farmers with the same type of production	1 (resp. 0)=farm size superior (resp. inferior) to the average farm with the same type of production;
ORGA	Type of farming	1=Organic; 0=Other types
PROFIT	How do you judge the profitability of your activity?	1=Rather or very profitable 0=Not profitable or low profitability
ACTIVITY	Have you had important change in your farm in the last 5 years?: No modification Development of a new activity or size increase Activity decrease or retirement close	NEWACTIVITY=1 (0 otherwise) ACTIVITYRED=1 (0 otherwise)
SUCCESSOR	Do you believe someone will carry on farm activities after you retire?	1=Yes; 0=No
ADOPT	Have you already signed an ABOS contract?	1=Yes; 0=No
<i>Contract flexibility</i>		
FLEX	Flexibility perception index: sum of replies to: The diversity of measures is an advantage There are a lot of control Sanctions are reasonable It is possible to renegotiate the contract It is easy to disengage	Continuous: sum of variables below 1=Agree; 0=Disagree or no opinion 1=Disagree; 0=Agree or no opinion 1=Agree; 0=Disagree or no opinion 1=Agree; 0=Disagree or no opinion 1=Agree; 0=Disagree or no opinion
<i>Transaction costs</i>		
TC	Transaction costs perception index There is a need to invest in equipment Requires a large amount of time for administrative procedures Rules and requirements are easy to understand There is a need of a third person for implementation	Continuous: sum of variables below 1=Agree; 0=Disagree or no opinion 1=Agree; 0=Disagree or no opinion 1=Disagree; 0=Agree or no opinion 1=Agree; 0=Disagree or no opinion
<i>Intensity of change</i>		
EASE	Ease to change perception index. The proposed measures are: easy to implement on my farm fit well in my farming system an opportunity to exploit unused fields ...an opportunity to be supported for practices I had already adopted or planned to adopt	Continuous: sum of variables below 1=Agree; 0=Disagree or no opinion 1=Agree; 0=Disagree or no opinion 1=Agree; 0=Disagree or no opinion 1=Agree; 0=Disagree or no opinion
<i>Contract payment</i>		
PAYMENT	The proposed payment level is interesting	1=Agree; 0=Disagree or no opinion

***Attitude towards the environment***

ENV	The protection of threatened bird species is a priority for our area	1=Agree; 0=Disagree or no opinion
NATURE	Do you practice nature activity or are you member of a nature association?	1=Yes; 0=No
RESP	It is my responsibility, as a farmer, to act for the protection of threatened bird species	1=Agree; 0=Disagree or no opinion

***Social Norms***

INSTOPINON	What is the opinion of the Chambre d'Agriculture on ABOS, according to you?	1=Positive; 0=Negative or no opinion
NORMDESC	The fact that other farmers adopt ABOS is important to me.	1=Agree; 0=Disagree or no opinion

***Trust in institutions***

TRUST	I trust the institutions involved in the monitoring and implementation of ABOC	1=Agree; 0=Disagree or no opinion
TRUSTDEV	I trust that the developers that fund ABOS will respect their engagement	1=Agree; 0=Disagree or no opinion

***Attitude towards biodiversity offsets (BO)***

ATTITBO	What is your opinion on BO through agriculture?	1=Positive; 0=Negative or no opinion
Other EFFIC	ABOS will lead to the protection of threatened bird species	1=Agree; 0=Disagree or no opinion

**Table 5.** Description of the variables used in the econometric model.

- **Sample description**

Descriptive statistics of our sample are provided in table 6. Compared to farmers of the Gard province, the sample presents a number of peculiarities. The sample has a higher proportion of organic farmers, of farms with more land and of cattle and field crop farm and less horticulture and fruit growing farms. These peculiarities could be due to contracts being offered only in certain areas of the Gard Province. The population surveyed is therefore rather the farmers of these areas, but specific data on these farmers were not available. Another possibility is that farmers that had more interest in ABOS were more inclined to respond to the survey. This self-selection may have partially biased our responses. A way to manage this would have been to first estimate the probability to be part of the sample (Vella, 1998), but we do not have access to individual data of farmers of the area for 2015.

Variable	Modality	Freq.	% of the 121 respondents	Reference (%)	Variable	Modality	Freq.	% of the 121 respondents	Reference
<b>Gender</b>	Male	99	81.8	73.8	<b>Main farm activity</b>	Field crops	16	13.6	4.5
	Female	22	18.2	26.2		Horticulture	10	8.6	10.9
<b>Age</b>	Less than 40	22	18.2	16.9		Vine growing	61	52.1	53.8
	From 40 to 49	24	19.8	25.0		Orchard	4	3.4	13.2
	From 50 to 59	45	37.2	30.6		Livestock	17	14.6	6.6
	60 or more	30	24.8	27.6		Other	9	7.7	11.0
<b>Farm size</b>	Less than 20 ha	38	31.4	67.5	<b>Education</b>	Primary	17	14.2	21.5
	From 20 to 50 ha	43	35.5	21.6		Secondary short	27	22.5	33.9
	From 50 to 100 ha	17	14.1	7.0		Secondary long	40	33.3	21.2
	From 100 to 200 ha	17	14.1	2.6		Superior	36	30.0	23.3
	200 ha or more	6	5.0	0.6	<b>Organic agriculture</b>	Yes	26	21.5	12
<b>Importance of farming activity</b>	Principal	100	84.8			No	95	78.5	88
	Secondary	17	14.4						
	Retired	1	0.9						

**Table 6.** Descriptive statistics of the survey sample (Reference: General Agriculture Census Agreste 2010).

### 3.2.2. Analysis of ABOS effectiveness

In order to evaluate the effectiveness of ABOS, we analyze the different challenges highlighted in the theoretical framework: compliance, additionality, link between land use and environmental outcomes and permanence. The issues of additionality and permanence are addressed through a specific section for enrolled farmers in the farmers' questionnaire described in the previous section. Questions mainly deal with i) the level of modification of agricultural practices following contract adoption, ii) the criteria used by farmers to select the enrolled plots, and iii) farmers' intentions after the end of contract regarding reenrollment and maintenance of agriculture practices. Data analysis of the enrolled farmers' response is mainly based on descriptive statistics, in order to report their diversity of views. The ambition is therefore not to quantitatively analyze the impact of the programme but rather to identify qualitative challenges related to the programme effectiveness. Elements of permanence and links between land use and environmental outcomes were collected during interviews with implementing partners and in the analysis of the database they provided.

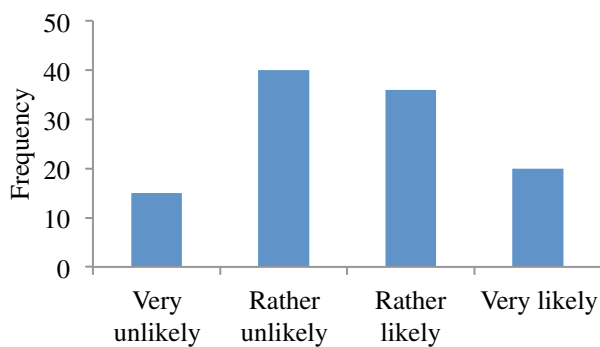
In this section, we also analyze the impact the plot selection process had on its effectiveness and on the cost of the programme. We collected data from the implementing institutions on plots that farmers volunteered to enroll. Information available on these plots are the following: precedent crop, ecological rating (see section 3.1 for details on this rating), land area offered by the farmer, measure that the farmer proposed to adopt, associated payment. The plot database contains 908 plots that were submitted by farmers for enrolment. Among these, we have information for 829 plots. The remaining plots were refused before the ecological diagnosis for a diversity of reasons. As mentioned in section 3.1, these plots went through a selection process carried out by the implementing institutions using a multi-criteria approach. Using the plot selection database, we estimate how much the criteria of effectiveness and overall cost of the programme actually intervened in the plot selection process.

## 4. Results and Discussion

In this section, we present and discuss the results in two parts: first the determinants of farmers' acceptability of ABOS coming from the field survey, and secondly, the effectiveness of ABOS.

### 4.1. Determinants of farmers' acceptability of ABOS

The intention to adopt an ABOS is characterized by a normal-shaped distribution that is well suited for the use of an ordered logit model (Figure 17).



**Figure 17:** frequency of farmers according to their intention to adopt an ABOS in the future (Obs: 111).

The results of the ordered logit model are presented in table 7.

Ordered logit model on intention	Coef.
AGE	-0.42*
EDUC	1.00**
SURF	-0.93
ORGA	-0.10
PROFIT	-1.15**
NEWACTIVITY	1.06*
ACTIVITYRED	2.03**
SUCCESSOR	0.04
ADOPT	1.39**
FLEX	-0.28
TC	-0.11
EASE	0.41**
PAYMENT	1.29**
ENV	-0.70
NATURE	1.01**
RESP	0.31
INSTOPINON	1.20**
NORMDESC	1.14**
TRUST	-0.02
TRUSTDEV	0.53
ATTITBO	0.87*
EFFIC	-1.62**
Cut 1	-1.38
Cut 2	2.17
Cut 3	4.70
Nb. of observations	91
Pseudo R2	0.31
Log Likelihood	-82.1
LR Chi2 (5)	73.17***
Proportionality of odds likelihood ratio test	NS

\*\*and \* refer to significance at the levels of 5% and 10%, respectively.

**Table 7.** Logit estimation of the intention to adopt an ABOS in the coming years.

Our results show that **economic motivations** play a crucial role in the intention to adopt ABOS as this is generally the case in AES. Farmers that perceive that it is easy for them to adopt (EASE) are more likely to have a high intention to adopt an ABOS in the future. The reasons are that the required practices fit well into their farming system, or because it is an opportunity to them to exploit an unused field plot or yet, or at the extreme, because they already have adopted this practice. In the same line high intenders perceive that the payment level proposed in contracts is interesting (PAYMENT).

Surprisingly, some advantages of ABOS, as compared to classic AES, such as higher flexibility (FLEX) and to a lesser extent lower transaction costs (TC) do not come out as significant determinants of the intention to adopt. This may partially be due a lack of information of farmers on some of the contract advantages.

**Farmers and farm socio-economic factors** also intervene in adoption. Farmers with higher education (EDUC) have stronger intention to adopt an ABOS. Considering that most ABOS measures require an extensification of agriculture activities, it is not surprising to see that farmers that are in a phase of activity reduction (ACTIVITYRED), such as land area reduction or planning to retire, generally have a stronger intention to adopt an ABOS (as compared to farmers that have not had significant change in the last 5 years). Similarly, farmers that suffer from a low profitability (PROFIT) of their farming activity may consider contract payment as an opportunity to have more regular revenues and are therefore in favor of adopting. Other factors have a less significant influence: younger farmers (AGE) and farmers that are in a new development project (NEWACTIVITY), such as a new production, the conversion to organic farming or farm size increase, are more susceptible to adopt an ABOS. Finally, farmers that have already enrolled in ABOS are expectedly more likely to adopt in the future.

This study does not only consider the influence of socio-economic factors but also investigates the potential impact of behavioral factors. As anticipated, **social norms** especially seem to intervene in farmers' adoption. Farmers that consider important the enrollment of other farmers (NORMDESC) and farmers that think that the Chambre d'Agriculture has a positive opinion on ABOS are more likely to participate (INSTOPINION). This large BO programme has led to the contracting and acquisition of a large area of agriculture land. Because of its size and the impact it has on local agriculture activities, it has raised oppositions from farmers' organizations and local politicians. This situation can maybe explain why perceived social norms and institutional support have an important influence on the intention to adopt. Personal attitude towards BO (ATTITBO) intervened along the same lines. Farmers that have a better general opinion of BO through agriculture activities are more likely to adopt an ABOS.

Considering that the developer is a new player in agriculture contracting and that this type of contract is new, it was anticipated that trust variables (TRUST and TRUSTDEV) would play a significant role in adoption but it does not appear to be the case.

As we expected, the role of the attitude towards the environment (ENV) and the feeling of responsibility by farmers for the protection of threatened bird species (RESP) do not come out as significant determinant of the intention to adopt ABOS. The only variable that is positively linked with adoption is the fact to be member of an environmental association or to carry out nature activities, such as hiking, hunting or fishing (NATURE). This relatively low influence of environment susceptibility indicators may be due to the fact that farmers predominantly responded positively to environmental sensitivity questions: 89% agreed that protecting threatened bird species is a priority for the area and 85% that it is their responsibility to protect them. The use of a more discriminating indicator of environmental susceptibility may have allowed highlighting differences. Another interpretation could be that for ABOS, contrary to AES, adopting a contract may be strictly considered as a service transaction by farmers that therefore mobilize lower environmental considerations.

Finally, farmers that perceive that the programme will lead to an effective protection of threatened bird species are less likely to have a strong intention to adopt. This result is the only effect that goes against expectations. The only interpretation may be that farmers that have the most positive opinion on the results of the programme may consider their future participation superfluous.

This analysis of the determinants of the intention to participate in ABOS therefore highlights the role of traditional factors: high intenders tend to have a low profitability, to be more educated, to positively judge payments, to consider the implementation of ABOS requirements easy on their farm or to have already adopted a similar contract. Other factors that are different in ABOS than in AES were expected to have an influence such as the perception of the flexibility of the contracts and of transaction costs but these factors do not seem to be significant. As expected, behavioral factors such as the perception of social norm and the personal attitude towards BO are key factors in the adoption of ABOS. However, the feeling of trust in contracting institutions does not seem to be critical. Finally, the susceptibility to environmental issues does not seem to be a key factor in farmers' adoption of ABOS.

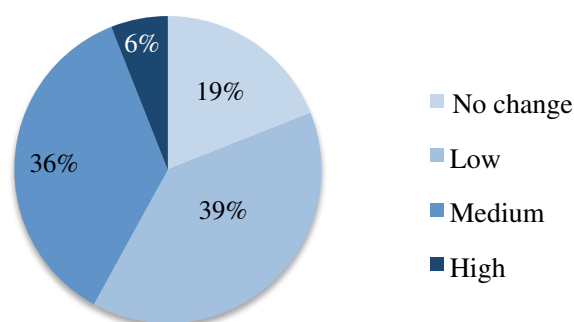


## 4.2. Effectiveness of ABOS

Results on the effectiveness of ABOS are presented through the lens of additionality and compliance, link between land use change and ecological gains and permanence. We also describe implications of the plot selection process on effectiveness and programme cost.

### 4.2.1. Additionality and compliance

In this section, we analyze questions that bring information on the magnitude of the change undertaken by farmers following their adoption of the contract. Replies to the question “How would you qualify the magnitude of the change of agricultural practice that you’ve had to undertake following your enrollment in the ABOS” are presented in figure 18.



**Figure 18.** Intensity of practice change following ABOS adoption. (N=36)

This graph reveals that 58% of the enrolled farmers declare that they have made no changes (19%) or low modifications (39%) to their practices following the adoption of the ABOS. These figures can shed some doubts on the real additional effects brought by this programme. This very low level of practice change for a majority of farmers can be due to the fact that farmers that were selected already implemented the practice before they enrolled (additionality issue) or can be due to the fact that farmers did not follow the requirements of the contract (compliance issue). A control made by the implementing institutions in 2013 (CEN-LR et al., 2013) indicated only 75% of conformity with the requirements of the ABOS, including 10% of involuntary technical difficulties and 15% of deliberate non-compliance. These results are confirmed by the responses to the question “how did you select the plot that you submitted for enrollment” are presented in table 8.

<b>Farmers' plot selection criteria</b>	<b>% of respondents</b>
Plots that seemed ecologically relevant	61%
Plots on which it seemed easy to implement the requires	61%
Plots on which I was already implementing the practices	78%
Plots with low productivity	2%
Plots far away from the farm	5%

**Table 8.** Criteria quoted by farmers for farmers for the selection of plots they offered

They tend to confirm that a high rate of farmers did not implement much change in their plots. Indeed 78% of the adopting farmers indicate that they were already implementing the required practices on the plots they enrolled. Although qualitative, these results confirm that additionality and compliance issues that we theoretically emphasized in section 2 are indeed challenges for the use of ABOS to achieve BO objectives. Considering that developers should attain a mandatory outcome of ecological gains in order to achieve the “no net loss” objectives, these challenges should be addressed in future ABOS programmes.

#### **4.2.2. Link between land use change and the provision of ecological gains**

It is premature to fully evaluate the actual ecological gains linked to ABOS in our case study. Indeed, it is difficult to estimate whether the adoption of ABOS has actually led to an increase of the population of birds on enrolled plots and if it has compensated losses provoked by the the CNM project. Population surveys are being undertaken but it is too early to be able to draw conclusions yet. Our analysis on this aspect therefore rather deals with the relevance of the metric system used, compensation units or CU, to ensure that BO objectives are attained.

As mentioned in section 3.1, during the legal approval process of this development project, Oc'Via was supposed to attain an objective of 3079 CU by April 2015. This objective was attained with 512 ha of land directly acquired by the developer (1015 CU + 500 CU of bonus for the attainment of a target of 500 ha of acquisition) and 1168 ha under ABOS (1550 UC). In that perspective, the programme was designed and implemented in an effective way that led to the attainment of the legal objectives imposed to the developer.

The attainment of these objectives in terms of CU however does not guarantee the attainment of ecological objectives. As mentioned before, gains in CU are broadly calculated based on the technical prescriptions included in the ABOS and on the precedent crop present on the

enrolled land. Numerous local factors can intervene in the actual ecological benefits brought by the adoption of favorable practice in a plot: distance to a road or an urban area, presence or absence of population of little bustard before the enrollment, distance to other plots with favorable practices. Considering the broad definition of CU, the ecological rating described in section 3.1 was used to evaluate the ecological interest of each plot that farmers volunteered to enroll. This ecological rating can be considered a more refined and localized evaluation of the ecological favorability of a given plot of land, if the plot would be enrolled. The analysis of the plot selection database demonstrates the loose relationship between CU and ecological rating (Table 9).

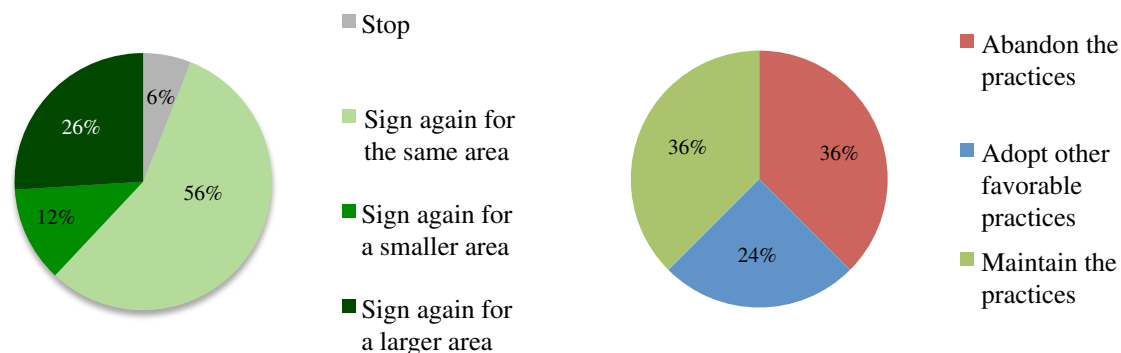
Ecological rating	Number of plots	Average UC/ha
1	37	1.53
2	243	1.20
3	503	1.27
4	46	1.64

**Table 9.** Average UC/ha benefits for the different level of ecological rating.

Depending on the final plot selection, different levels of final ecological favorability can therefore be obtained with the same level of CUs. This simple table questions the idea of setting BO objectives on a simple generalized metric, such as CU, and therefore the possibility to reach a no net loss of biodiversity. Although this metric can help determining the size of the BO efforts, it should be assorted with requirement on how to maximize ecological gains at the local level.

#### **4.2.3. Permanence**

Considering that contracts are signed for a period of 5 years and that the BO programme is legally supposed to ensure ecological benefits for a period of 25 years, the durability of benefits obtained through ABOS is a key issue. Two main dimensions of permanence are analyzed here: 1) whether farmers plan to sign again a contract after the end of their current contract, and 2) what they plan to do in case their current contract ends and is not renewed (Figure 19). The first criterion provides information on the durability of ecological gains over the term of the developers' commitments, and the second criterion gives information on the sustainability beyond commitments.



**Figure 19.** Farmers intentions after their current contract ends regarding the signature of a new contract (N=34) (on the left graph), and regarding their agricultural practices in the absence of ABOS (N=33) (on the right graph).

Farmers generally seem to be satisfied with the contracts and 92% of the farmers plan to maintain or increase the land area under contract after their current contract ends. Maintaining farmers under contract, during the period in which the developer will keep on implementing ABOS does not seem to be a critical issue in our case study. However, only 36% of farmers would maintain the practices included in the requirement of their contract in the absence of ABOS. This result raises the issue of the permanence of the ecological benefits obtained through ABOS after the legal period of 25 years.

#### 4.2.4. Analysis of the plot selection process

As mentioned in section 3.1.4, when the developer launched the ABOS in 2011, the amount of land that farmers volunteered to enroll was superior to the programme's target. Considering that there was a greater offer of plots than the demand from the developer, the selection of plots/farmers could have been made based on an auction mechanism, such as an agri-environmental auction (e.g. Latacz-Lohmann and Van der Hamsvoort, 1997). However, for political reasons, a fixed price payments was chosen and plots were selected based on a multicriteria approach that included effectiveness criteria such as the ecological rating and the number of CU/Ha, as well as criteria that affect the cost of the programme for developers such as the relationship between the level of payment and the CU/ha<sup>56</sup>. The selection was

<sup>56</sup> This criterion can be considered as a measure of efficiency but only on the side of the developer. Analyzing efficiency would require measuring transaction costs for all the parties as well as compliance and opportunity costs for farmers. Socially, payments to farmers can only be considered a transfer (Wunder, Engel et Pagiola, 2008).

done by the consortium of implementing partners among which some rather supported the ecological effectiveness of the programme, others supported the interests of farmers and, the developer, the cost-effectiveness of the programme.

Our aim is therefore to analyze the result of the selection process in order to reconstruct which criteria prevailed in the final plot selection. We run a logistic regression to estimate the probability of a plot to be selected based on the following explanatory variables: i) land area of the plot (SURF), ii) two effectiveness indicators, the ecological rating (ECORATE) and the amount of CU/ha brought by a plot (CU) and iii) an a cost-effectiveness criterion that is the cost per ha for a CU (COSTUC). Results are presented in table 10.

Logit model estimation plot selection	Coef.	Marginal effects
SURF	-0.08***	-0.0143***
ECORATE (Ref=1)		
2	0.093	0.1976
3	0.902**	0.1756**
4	2.849***	0.3962***
UC	0.261	0.0458
COSTUC	-0.002***	-0.0004***
Nb. of observations		829
Pseudo R2		0.17
Log Likelihood		-437.7
LR Chi2 (5)		184.88***
Percentage of adequate predictions		76.60%

\*\*\* and \*\* refer to significance at the levels of 1% and 5%, respectively.

**Table 10.** Logit estimation of the plot selection choice

Results show that the different criteria actually intervened in the plot selection process. The bigger the plot offered the less chance it has to be selected. This result is surprising; considering that bigger plots are *a priori* more interesting from an ecological point of view. More expected is the fact that the ecological rating strongly intervened in the selection choice, with plots with a rate of 3 or 4 that have significantly more chance to be selected. The amount of CU that a plot yielded however does not have a significant effect on the probability to be selected. As we could have expected, it is rather the cost-effectiveness criteria, that is to say the Euro amount that needs to be spent to yield 1 CU, that had a significant effect in the plot selection: the higher this amount the less chance a plot has to be selected.

It is interesting to compare the influence that the effectiveness and the cost-effectiveness had in the selection process. Using marginal effects, we can estimate that a plot that has the highest Euro/CU rate (1000€/CU) has 41.5% less chance to be selected than the plot that has the lowest one, while the plot that has an ecological rating of 4 has 45.8% more chance to be selected than a plot with an ecological rating of 1.

We can therefore conclude that both ecological effectiveness criteria and cost-effectiveness criteria intervened at a similar level in the plot selection process. A compromise was found among the actors that intervened in this process between the overall cost of the programme for the developer and its predicted ecological effectiveness. This result can also be illustrated by simulations of the budget that would have been required if one or the other criteria would have prevailed (for the same target of CU). The annual budget required for the payment of all ABOS is presently of 1,564 M€. If only the plots with highest ecological rating would have been chosen, the budget would have increased of 32%, while the budget would have decreased of 41% if only the cost-efficiency criteria would have been used.

This compromise can be criticized. From a purely economic standpoint, minimizing the cost of the programme should be the objective. In this case, the option of selecting plots based on the cost-effectiveness criterion, like it would be done in an agri-environmental auction, would be the best option. On the other hand, considering the limits of CU as an ecological effectiveness indicator and reserves that we highlighted on additionality and compliance, a safe option to have more chance to reach NNL objectives would be to maximize the ecological favorability of selected plots. The solution that was found is one that partially satisfies all parties but does not reflect a clear-cut political decision between minimizing costs and ensuring the attainment of BO objectives.

## 5. Conclusion and political implications

The main objective of this article was to analyse the opportunities and challenges of the use of agri-environmental schemes in biodiversity offset policies. Compared to land acquisition, ABOS present a number of interests. First, this system may be better accepted by farmers as it reduces pressure on the land market and represents an opportunity of additional revenues. Second, the use of ABOS reduces costs of implementation for the developer, especially in context where the price of land is high. Third, the use of contracts allows greater flexibility and better adaptability of the offsetting system in case of environmental or institutional changes.

The main challenge of ABOS, as compared to land acquisition, is that the control of land use passes through a contract between the developer and farmers and is not under direct management. Nevertheless, the biodiversity regulatory framework, and in particular the “No Net Loss” principle imposes the achievement of mandatory targets of ecological gains. Achieving BO objectives through ABOS therefore requires that i) a sufficient number of farmers accept to enrol in the programme and ii) that the contracts and their implementation are effective. However, information asymmetries that are inherently associated with agri-environmental contracts pose specific challenges for the use of this tool in BO, mainly for the issue of compliance to contract requirements and additionality. In this paper, we carry out an empirical analysis to identify the magnitude of these challenges. We analyse the case of a major BO programme for a big railway bypass currently implemented in the South of France, mainly through ABOS. Through a survey carried out with 145 farmers, we particularly study the determinants of participation to ABOS as well as elements of the effectiveness of the programme.

Our results suggest that the main determinants of acceptability are: i) the classic economic factors - farmers with least compliance and opportunity costs, as well as farms in economic difficulty, are more likely to adopt-, and ii) moral and social norms – the personal opinion on BO, the importance given to others’ decision and the feeling that this decision is accepted by farmers’ representatives. The importance of norms in the acceptability of ABOS is an aspect that should be considered in the implementation of ABOS. BO is a relatively new policy that raises debates amongst farmers and local politicians. Communication campaign aiming at

improving the general opinion on BO and the feeling of support by other members of the community may be an important element of success of future ABOS programmes.

The analysis of ABOS effectiveness reveals issues related to additionality. It would be interesting to undertake a quantitative impact evaluation in order to precisely quantify the magnitude of this problem. Additionality issues essentially stem from an adverse selection issue, which leads to the identification of farmers that cannot produce the environmental benefit in the most cost-effective way. Ferraro (2008) proposes three solutions to overcome this problem: (1) acquire information on the environmental benefits that farmers can potentially offer and select them on this basis; (2) offer to farmers a menu of screening contracts; and (3) allocate contracts through agri-environmental auctions. In our case study, the first solution was privileged and the system probably improved the additionality of the programme. However, due to the fixed-payment system calculated on foregone profits and additional costs, the payment system does not allow the payment of farmers according to the environmental, or BO, service they provide. A system with differentiated payment such as an auctioning mechanism would probably improve additionality. Indeed, by paying less for contracts to low opportunity cost landowners, who are the most likely to adopt the practice even in the absence of a programme, the developer saves money to contract with higher opportunity cost landowners, who are more likely to strongly modify their practices (Ferraro, 2008).

The analysis of the effectiveness of contracts also emphasized relatively high rates of non-compliance. Dealing with the issue of non-compliance would require a modification of the monitoring and sanctioning system. Different theoretical contributions have studied how to determine the trade-off between environmental benefits, the cost of monitoring and the level of penalty. This trade-off essentially depends on farmers' risk aversion, with less monitoring efforts needed for risk averse farmers than for risk neutral ones when the level of sanctions is held constant (Choe et Fraser, 1999 ; Fraser, 2002 ; Latacz-Lohmann et Webster, 1998 ; Ozanne, Hogan et Colman, 2001). In our case study, the high rate of non-compliance suggests that the level of penalty and the intensity of monitoring may not be sufficient. It would therefore be necessary to raise monitoring efforts and sanctions to ensure compliance. Another option could be to raise monitoring for groups that have the highest likelihood of non-compliance (Choe et Fraser, 1999).



In previous recommendations on compliance and additionality, we refer to research results in which agri-environmental contracts are modelled as a simple principal-agent model between farmers and the State. However, in our case, there is a principal-agent relationship between the developer and farmers, in the framework of ABOS, but there is also one between the regulator and the developer. In order to ensure that the developer actually cares about issues of additionality and non-compliance, the regulator must ensure that the incentives of the developer are aligned with the common society's interest. For example, the developer objective may not be to find a balance between farmer's compliance and monitoring costs but only to minimize the costs of monitoring. A monitoring and sanction system should therefore also be implemented by the State to ensure that developers adequately implement ABOS contracts. This idea of a cascade of principal-agent relationship for the implementation of BO through agri-environmental contracts, and the need to determine appropriate incentives for farmers and developers, could be the object of future theoretical developments.

Ensuring that additional land-use changes obtained thanks to ABOS actually lead to the required ecological gains is another important challenge. Ecological knowledge on biodiversity conservation is still limited and equivalence and targets cannot be precisely set. The use of Compensation Units, based on the change of land use and practice modification, as in our case study, is an interesting approach to size BO requirements. However, because it does not take into account the local favourability (proximity to roads, presence of other groups of the same species, proximity of other favourable habitats), targets in terms of CU can be attained with very different levels of favourability of the resulting habitats and therefore different levels ecological gains. In the CNM case study, the selection of plots to be included in ABOS was based both on a local ecological indicator and the costs for the developer of the CUs this plot would yield. This equilibrium was found, probably due to the diversity of interest of the institutions involved in the plot selection process. Considering the uncertainties that still weigh on the sizing of biodiversity offsets, relying exclusively on metric approaches such as CUs would be hazardous. It is therefore important that the State and/or ecological organizations are involved, in order to ensure ecological interests are taken into account to maximize the impact of the BO programmes.

Finally, our results show that although farmers may be ready to maintain their contractual agreements in the next period, very few would maintain their practice in the absence of financial support. In our case study, BO objectives are set for a period of 25 years, after which

there is no guarantee from any party that offset measures will be sustained, although the ecological damages provoked by the infrastructure will remain. Whilst it is unreasonable to expect developers to finance compensation measure *ad infinitum*, it would place a considerable burden on public finances if every offset regime were to fall back on public authorities once the private sector obligation is through. Thus the long-term financing of offsets is yet to be addressed.

## **Synthèse comparative des systèmes de Réserves d'Actifs Naturels (RAN) et de contractualisation agro-environnementale pour la réalisation de la compensation**

Dans cette section, je propose de comparer les deux mécanismes étudiés dans la partie II dans le contexte institutionnel français au regard des critères d'efficacité de la compensation qui sont pour rappel : l'additionnalité, la pérennité et l'équivalence écologique, auxquels j'ajoute des critères relatifs aux dimensions spatiales et temporelles des compensations (Bull, Suttle, Gordon, et al., 2013 ; Business and Biodiversity Offsets Programme ( BBOP ), 2012 ; Gonçalves et al., 2015). La table 11 présente la synthèse comparative des systèmes de RAN et de contractualisation agro-environnementale.

		Réserve d'Actifs Naturels (RAN)	Contractualisation agro-environnementale
Caractéristiques du système	Système de compensation	Compensation par l'offre	Compensation à la demande
	Production des gains écologiques	Acquisition et réhabilitation/restauration	Changement de pratiques agricoles ou d'usage de la terre
	Type de droits transférés dans la transaction	Droits de propriété	Droits d'usage
Critères d'efficacité	Additionnalité	Réelle en raison des actions écologiques réalisées pour produire les gains écologiques	> Dépend de la conformité des agriculteurs aux termes du contrat et de l'intensité des changements de pratiques
	Temporalité entre les pertes et les gains	Anticipation de la production des gains écologiques	> Dépend du délai entre la production des gains et les impacts du projet
	Proximité spatiale entre les pertes et les gains	Dépend de la définition de l'aire géographique d'équivalence de la banque	≤ Normalement à proximité des impacts du projet
	Equivalence écologique	Un projet de compensation peut compenser plusieurs types d'impact sur la biodiversité	< Un projet de compensation est dimensionné en fonction des impacts d'un projet d'aménagement
	Pérennité des gains écologiques sur la durée des engagements	Contrat entre l'opérateur et le régulateur pour garantir le respect des engagement sur la durée du contrat	> Risquée car dépend de l'acceptabilité des agriculteurs à (re)signer des contrats
	Pérennité des gains écologiques au-delà des engagements	Normalement prévue mais incertaine à ce jour	≥ Probablement pas à la fin du contrat

**Table 11.** Comparaison des principaux critères d'efficacité de la compensation écologique entre les systèmes de banque de compensation et de contractualisation agro-environnementale dans le contexte institutionnel français. Les signes <, >, ≥ donnent des indications sur le niveau de performance d'un système par rapport à l'autre.

Les dispositifs de RAN et de contractualisation agro-environnementale présentent des similitudes et des particularités dans la réalisation de la transaction de la compensation. Ces deux systèmes impliquent une transaction tripartite dans laquelle un tiers, l'opérateur de la RAN ou l'agriculteur, réalise la production des gains écologiques pour le compte d'un ou des aménageur(s) sous le contrôle d'un régulateur (cf. section 2.2. de l'introduction générale). Cependant, la transaction n'implique pas les mêmes transferts de droits dans les deux systèmes. Dans le système de RAN, la transaction porte sur un transfert de droit de propriété alors que dans le dispositif de contrats, c'est seulement le droit d'usage qui est échangé. Ces particularités ont des conséquences sur les critères d'efficacité de la compensation écologique. Il est toutefois important de mentionner que dans le contexte institutionnel étudié, ces deux systèmes ont été mis en place dans des modes d'organisation de la compensation différents : le système de contrats agro-environnementaux est intégré dans un système de compensation à la demande, alors que celui de la RAN correspond à un mécanisme de compensation par l'offre.

Au regard de l'efficacité de la compensation, les critères d'additionnalité et de pérennité des gains écologiques constituent les « challenges » les plus importants du système de contrats agro-environnementaux, alors que c'est plutôt l'équivalence écologique qui constitue le « talon d'Achille » du système de RAN. Dans les cas d'étude analysés, ces challenges ont constitué des limites à l'efficacité de la compensation écologique.

Les problèmes d'*additionnalité* identifiés dans le système de contrats résultent d'une forte incertitude comportementale autour de la transaction. Cette incertitude comportementale a deux origines : elle résulte premièrement d'asymétries d'information entre les parties de la transaction, particulièrement importantes dans le cas de contrats agro-environnementaux, et d'une incertitude institutionnelle provenant d'un faible niveau de contrôles et de suivis des actions écologiques. Ces incertitudes ont conduit les agents économiques à des comportements opportunistes. Le comportement opportuniste est principalement un problème d'aléa moral. Certains agriculteurs ne respectent pas les termes du contrat pour lequel ils s'étaient engagés. En raison de contrôles et de suivis trop faibles (car générant des coûts trop importants), et d'une absence de sanctions, les parties de la transaction n'ont pas reçu les incitations nécessaires au respect des termes du contrat. Si l'aléa moral est un risque classique des contrats agro-environnementaux, dans le cas de la compensation, ce problème crée des tensions particulières quant à l'atteinte de l'objectif écologique puisqu'il compromet les critères d'additionnalité des mesures compensatoires.

Au regard du critère de *pérennité*, en raison du seul transfert de droits d'usage, la deuxième limite de ce système réside dans l'acceptabilité des contrats par les agriculteurs. Au travers de la mise en place de contrats volontaires et de court terme, la durabilité des gains écologiques va dépendre de l'acceptabilité des agriculteurs à (re)signer des contrats avec l'aménageur. D'autre part, dans le système de contrats, l'asymétrie d'information entre les parties de la transaction peut également conduire à des problèmes de sélection adverse. Les coûts réels du service de compensation et les bénéfices réels des actions mises en oeuvre ne sont pas connus par l'acheteur du service. Cela peut conduire à sélectionner les « mauvais » producteurs du service de compensation. La mise en place d'un consortium constitué d'experts ayant pour objectif d'évaluer les bénéfices apportés par chaque parcelle proposée par les agriculteurs a permis de limiter ce risque dans le projet CNM. Toutefois, le lien entre les bénéfices potentiels des parcelles et les gains écologiques réels n'est pas évident. En effet, une méthodologie particulière comptabilisant des « unités de compensation (UC) » a été utilisée pour dimensionner les équivalences du projet. Cette méthodologie est discutable d'un point de vue écologique, celle-ci ne considérant par exemple pas la localisation des parcelles dans le paysage. La seule prise en compte de la note écologique dans la sélection des parcelles aurait pu constituer un critère d'efficacité écologique, mais l'absence de règles à ce sujet a conduit l'aménageur à privilégier un compromis entre efficacité et efficience (estimée en euros/UC).

Si l'on peut supposer une meilleure additionnalité et pérennité écologique dans le système de RAN, nous avons vu que la limite dans ce système porte davantage sur *l'équivalence écologique*. Cette limite résulte de comportements opportunistes des parties de la transaction dont l'apparition a deux principales causes : la spécificité des investissements réalisés pour la production des gains écologiques, et les incertitudes institutionnelles. La création de la RAN a nécessité un investissement important de la part de l'opérateur pour produire les actifs de la transaction sans avoir de garantie sur les ventes possibles de ses unités de compensation. Au regard de cet important risque porté par l'opérateur sur la rentabilité de son investissement, dans un contexte institutionnel non stabilisé et non défini précisément, l'opérateur de la banque a eu un comportement stratégique afin de limiter ce risque. En ce sens, l'opérateur a mis en place des adaptations des critères d'équivalence de la RAN afin de : 1) réduire la spécificité des actifs de biodiversité en vue d'augmenter les équivalences possibles, et 2) augmenter la taille du marché des crédits de compensation pour augmenter les opportunités de vente. Ces adaptations tendent à réduire les équivalences entre les pertes et les gains de

biodiversité, aboutissant alors à des pertes écologiques. Les incertitudes institutionnelles ont également entraîné des comportements opportunistes des aménageurs. En effet, dans un contexte de suivi et de contrôle des compensations faibles et d'une absence de sanctions, les aménageurs ne sont pas incités à réaliser effectivement leurs compensations (Quétier et al., 2014). D'autre part, si les règles entourant le dispositif de RAN étaient plus claires et précises, elles n'auraient pas laissé la possibilité aux parties de la transaction d'adopter des comportements opportunistes. En effet, l'incomplétude des contrats, principalement au niveau de la convention qui encadre le dispositif de RAN, comporte des zones de « flou » qui laissent aux parties des marges d'interprétation des règles relatives à la transaction. Par exemple, si la méthode d'évaluation et de calcul des équivalences était claire et précise, l'aménageur n'aurait pas pu adopter un comportement stratégique en jouant sur ces critères (par la diminution des surfaces d'impact). Egalement, si les règles concernant la définition des équivalences écologiques et géographiques de la RAN étaient précisées, l'opérateur de la RAN n'aurait pas pu élargir les critères d'équivalence des actifs de la transaction.

Pour conclure sur la comparaison de ces deux mécanismes, au regard des caractéristiques de la transaction, concernant les incertitudes, il est très probable que dans un contexte de renforcement institutionnel, le mécanisme de RAN (réalisée par des actions d'acquisition et de réhabilitation) permette de mieux réduire les *incertitudes institutionnelles* que le système de contrats dans le cas de l'instauration de règles précises et claires (sur les critères et le calcul des équivalences par exemple). Toutefois, cette hypothèse concerne davantage le système de compensation (par l'offre ou par la demande) que le dispositif de contrats en lui-même. En effet, les contrats pourraient également être envisagés dans un système de compensation par l'offre (ce que propose d'ailleurs CDC Biodiversité dans un des futurs projets de RAN). Par contre, davantage lié au système de contrats, *l'incertitude comportementale* sera probablement plus élevée dans ce mécanisme que dans celui de RAN. Comme je l'ai mentionné ci-dessus, le système de contrats agro-environnementaux a une propension plus élevée à générer des comportements opportunistes en raison des fortes asymétries d'information inhérentes à ce dispositif, et du suivi et du contrôle moins faciles à mettre en œuvre. Concernant *l'incertitude environnementale*, il est probable que le système de RAN (mené par des actions d'acquisition et de réhabilitation écologique) permette de mieux réduire cette incertitude que dans le dispositif de contrats. Premièrement, en raison des gains écologiques réels apportés par les actions écologiques menées pour créer la RAN, et deuxièmement, du fait de la validation par le régulateur des unités de compensation avant leur

mobilisation au titre de compensations. Toutefois, dans un contexte de changements globaux, il est possible qu'un système de contrats permette de mieux gérer les évolutions environnementales en raison de la plus grande flexibilité qu'il offre (Bull, Suttle, Singh, et al., 2013). Dans le cas d'actions de compensation « mobiles » destinées à produire des habitats d'espèces, il est toutefois nécessaire de considérer : l'histoire de l'espèce, ses tendances comportementales (par exemple la fidélité aux sites de nidification et d'élevage des jeunes), et les caractéristiques des habitats restaurés. Sans prendre en compte ces éléments, le déplacement des actions de compensation peut entraîner le déclin de la population (Bendor Todd K et Woodruff, 2014).

Par ailleurs, au regard de la *fréquence des transactions*, le système de RAN est supposé permettre une interaction plus importante des parties de la transaction et une réduction du nombre de partenaires, ce qui permet d'en réduire les coûts (Scemama et Levrel, 2014).

Enfin, concernant les *investissements* pour produire les actifs de la transaction, il semble que le dispositif de contrats permette une meilleure réduction des coûts de transaction que dans le système de RAN (mené sur le modèle de Cossure) car il ne nécessite pas autant d'investissement que dans un processus d'acquisition et de réhabilitation d'un écosystème pour créer les actifs de la transaction. Cet investissement représente en effet les principaux coûts de la mise en place de la RAN qui constituent un des problèmes majeurs d'efficacité de la RAN de Cossure. Ainsi, au regard des coûts de transaction, il semble difficile, avec les données dont nous disposons, de conclure sur l'efficacité d'un dispositif par rapport à un autre car chacun comporte des avantages et des limites. Il serait notamment utile de comparer les coûts de transaction de ces deux dispositifs dans des systèmes de compensation identiques : contrats et acquisition/réhabilitation menés dans un système par l'offre, et contrats et acquisition/réhabilitation menés dans un système par la demande.



## **Partie III**

### **Approche *épistémologique* de la compensation écologique**

---

Les deux premières parties de la thèse ont souligné des difficultés d'ordre théorique et pratique qui limitent l'efficacité de la compensation à stopper l'érosion de la biodiversité. En lien avec le succès de la compensation dans les sphères politiques et auprès de nombreux conservationnistes, il m'a semblé alors intéressant de poser les questions suivantes :

Pourquoi un tel engouement politique et scientifique envers ce concept dont les résultats sont si controversés ? Quelles sont les dynamiques politiques qui conduisent au succès de la compensation dans la communauté académique ?

Nous allons nous intéresser à répondre à ces questions dans la partie III, composée du chapitre 5, au travers d'une approche épistémologique de la compensation écologique. L'objectif de cette partie est de répondre à la troisième hypothèse posée dans ce travail sur le rôle des dynamiques politiques dans le développement de la compensation et sur leurs conséquences dans la construction des savoirs rattachés à la compensation.

## Chapitre 5

# Origine et développement de la compensation écologique dans la recherche scientifique et implications pour la conservation : une analyse de la littérature

Ce chapitre a été publié en 2015 dans la revue *Biological Conservation*.



### Référence de l'article :

**Calvet, C., Ollivier, G., Napoléone, C. 2015. Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: A review. *Biological Conservation*, In press.**

## **Abstract**

Spurred by recent initiatives aimed at achieving “No Net Loss” of biodiversity, the concept of biodiversity offsetting (henceforth BO) is growing in popularity in the political, business, conservation and academic arenas. Promising to make economic development compatible with biodiversity conservation, BO mechanisms appear as the new tool for biodiversity conservation, and they are increasingly integrated into agendas and strategies to biodiversity. The concept has also become popular with scholars but it is still highly debated in particular its ecological consequences. Moreover, this recent enthusiasm for BO has led to confusion especially on its emergence and development in the academic sphere, and its implications for conservation. This article addresses these issues. It examines the origins, characteristics and dynamics of BO in academic output and highlights the main drivers of its development, to finally conclude on its implications for conservation practice. We carried out a systematic literature review based on thorough scientometric analyses of the scientific literature on BO recorded in the Web of Science database over the past three decades (1984–2014). Through the analysis of 477 articles we identified three stages in the development of the topic in academia, and highlighted the influence of specific countries, authors, research areas and articles. We found that non-academic institutions were particularly influential, notably environmental non-governmental organizations. Furthermore, we identified a major change in the past decade in the topics and lexicon related to BO, which has moved from ecologically-driven approaches to an economic and market lexicon. Overall, this review highlights the use of an economic rhetoric to frame the BO discourse resulting from political influence rather than an actual scientific progress in ecological or economic sciences. This trend seems aligned with a new movement in conservation aimed at using economic approaches to justify and achieve conservation goals. Caught in a strong normative current and supported by a specific view of nature, we argue that BO is not a neutral concept for conservation practice. We therefore advocate the wise and careful use of this mechanism in practice, and further research be carried out to examine the theoretical and practical dimensions of BO, and the ethical implications underlying its development.

## **Keywords**

Biodiversity offsetting; Conservation science; Economisation; Environmental governance; Literature review; No Net Loss policies; Scientometric analysis

## 1. Introduction

Biodiversity offsetting (henceforth BO) is increasingly used as a way to achieve “No Net Loss” (henceforth NNL) of biodiversity when economic development leads to environmental degradation. The basic principle of BO is that ecological losses resulting from development can be counterbalanced by gains elsewhere. The gains can be obtained by, for example, giving protected status to an existing habitat, or by restoring the habitat of species. In many environmental legislations, offsets are incorporated into a mitigation hierarchy aimed at avoiding, minimizing and restoring ecological damages resulting from development, and offsetting in a last resort (Kiesecker et al., 2010).

In practice, BO operates through three main mechanisms: (1) direct offsets, a case by case approach in which developers manage compensatory measures linked to the project's impact; (2) banking mechanisms, in which a bank manages offsetting measures on behalf of developers through the creation of a biodiversity bank that generates credits; and (3) the offsetting funds system that is organized by country-specific entities (public agencies, environmental non-governmental organizations (henceforth NGOs), municipalities, etc.). These entities receive money from developers that is then used to fund conservation projects (Calvet et al., 2015a).

Since the 1970s, a growing number of governments have introduced BO into environmental legislation, and the three mechanisms have been more (or less) rapidly and intensively implemented depending on country-specific regulations and the institutional context (Madsen et al., 2011; McKenney and Kiesecker, 2010). However, although BO commitments have been a feature of environmental legislation for the past four decades, they have not been widely applied in practice (Quétier et al., 2014). But recently, and surprisingly, the principle of BO has gained in credence and popularity in four main spheres: political, business, conservation and academia.

In the political arena, it is seen as a promising tool for biodiversity conservation and is expected to be more effective than traditional “command-and-control” approaches (Boisvert et al., 2013). Through economic incentives structures, BO is expected to be able to: i) correct market failures by putting a value (through a price) on biodiversity losses; ii) encourage developers to implement sustainable environmental practices; and iii) foster new sources of

funding for biodiversity conservation, particularly through the creation of business opportunities (Boisvert et al., 2013; Broughton and Pirard, 2011). Given these economic applications, BO is frequently regarded as a market-based instrument (henceforth MBI) and an innovative financial mechanism. Given these BO features, international and political structures such as the Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD), the European Commission, or the Convention on Biological Diversity, strongly support the use of BO in environmental policies (Hrabanski, 2015). Thus, with the potential of making economic development compatible with biodiversity conservation, many governments have incorporated BO mechanisms into their political strategies and conservation agendas.

In the business sector (including corporations, investors and financial institutions), interest in BO is motivated by two main economic considerations. First, developers can anticipate their BO obligations and thereby reduce costs, limit risk exposure or demonstrate leadership. Although businesses still struggle to fully incorporate biodiversity concerns into their day-to-day practice (Van den Burg and Bogaardt, 2014), six of the world's 500 largest companies (in terms of revenue) have nonetheless integrated BO into corporate strategy (Rainey et al., 2014). Furthermore, the International Finance Corporation has developed a performance standard that requires developers to consider environmental impacts and biodiversity offsets. Second, investors are interested in taking advantage of a mechanism that may offer significant financial benefits. For example, in 2011, the overall BO market was estimated to be around USD 2.4 to 4.0 billion in the United States alone (Masden et al., 2011). A major lobby has emerged around BO, explicitly focused on financial goals. Meanwhile, voluntary BO initiatives have increased in recent years, particularly in developing countries where regulatory offsetting requirements are not yet incorporated into environmental legislation (Bidaud et al., 2015).

Conservationists have paid special attention to BO in recent years, although they do not all share the same vision of the mechanism when applied to biodiversity conservation. For some practitioners, BO can be an effective way to encourage developers to assess the ecological impacts of their project, or even pull out when compensatory measures are impossible to implement or are too expensive. Others argue that it represents a tool for the commodification of nature (Dauguet, 2015). International environmental NGOs such as the International Union for Conservation of Nature (IUCN), the World Wide Fund for Nature (WWF) and The Nature Conservancy advocate the use of the BO principle, although this may be motivated by a

strategy to gain political influence and develop their own standards linked to BO processes (Hrabanski, 2015).

Finally, concepts, methods and metrics related to BO are being increasingly discussed in academia (Gonçalves et al., 2015). Despite the recent surge in interest, the real contribution of BO to biodiversity conservation is still unclear and scholars continue to debate the issue. The principle is repeatedly challenged on its economic and ecological foundations (Bull et al., 2013a; Gardner et al., 2013). The literature shows that offset mechanisms are often not designed and implemented effectively in order to achieve the expected ecological outcomes (Maron et al., 2015). Arguments justifying the use of BO are weak from both a theoretical and empirical perspective. Economists challenge whether BO mechanisms are real market-based instruments (MBIs). Studies revealed that BO has been shown to be significantly different to classical MBIs and incentive structures, and its promise of cost-efficient conservation is not really demonstrated in practice (Boisvert, 2015; Calvet et al., 2015b; Pirard, 2012; Vaissière and Levrel, 2015; Spash, 2015). Other authors have concluded that the value of BO does not lie in its theoretical and empirical relevance, but rather as a rhetorical tool that can increase the use of MBIs in conservation, as an alternative to traditional measures (Boisvert et al., 2013; Lapeyre et al., 2015).

Overall, since the ecological effectiveness of offsets is strongly debated, the reasons underlying its popularity in academia, and particularly in conservation, remain to be explored. Other reviews of the BO literature have examined the origin and success of the concept in politics and global governance (Hrabanski, 2015), or conceptual and theoretical challenges (Bull et al., 2013a; Gonçalves et al., 2015). However, to date, there has been no scrutiny of the emergence and dynamics of BO in academia. Similarly, there is no detailed characterization of academic output that accounts for the attention that has been given to the tool's development and its recent and rapid adoption in conservation. For instance, what are the sources and influences of BO knowledge? Who are its proponents and what are their objectives? Why has it become so popular, while the arguments that support it are so weak?

This article addresses these questions, and the main objectives are to: i) trace the emergence of BO in the academic sphere; ii) clarify its trends and dynamics by characterizing academic

output and distribution; iii) analyse the drivers of its development; and iv) discuss its implications for conservation practice.

We performed a systematic literature review based on a thorough scientometric analysis of the scientific literature on the topic of BO (hereafter the “BO corpus”) recorded in the Web of Science database over the past three decades (1984–2014). We then characterized the corpus based on: (1) temporal and spatial distribution dynamics over time; (2) distribution of authorship; (3) intellectual influences and sources; and (4) lexical dynamics. As BO is regarded as a conservation tool supported by economic arguments, we also examined in detail the output of research in the fields of conservation and economics in order to analyse the specific dynamics of these two sub-corpora.

## **2. Material & methods**

### **2.1. Data collection**

The BO corpus was developed from the Web of Science (WoS) database (Thomson Reuters, New York, USA). This database is recognised as an international source of bibliographic data for scientometric analyses (De Winter et al., 2014). The WoS database only includes the most influential international peer-reviewed journals in the natural sciences, social sciences, and arts and humanities. It provides complete and high quality information that can be used for various purposes, for example authorship and institutional collaboration, co-citations index or linguistic analyses (Archambault et al., 2009; Leydesdorff et al., 2010). We selected this database because of its broad disciplinary and geographic coverage, international scope, age (records go back to 1975) and the quality of its contents.

However, as in any bibliographic database, the WoS database has a linguistic bias due to the dominance of international journals mainly published in English (Van Leeuwen et al., 2001). Therefore, it should be noted that our review does not take account of BO literature published in national journals. Nonetheless, our analysis is representative if not necessarily exhaustive.



Data collection took the form of three complementary steps. First, we developed a “topic” search. This examined the title, keywords and abstracts of articles. At this stage we did not apply any restrictions in terms of language, document type or source (i.e. institutions, countries, journals or research areas). The query covered the entire time period of the WoS database (1975 to 2014). To identify articles relevant to BO, we developed an advanced and accurate lexical query composed of three specific criteria (see Supplementary materials S1). The first concerned biodiversity categories linked to BO mechanisms (e.g. endangered species and wetlands). The second concerned BO mechanisms (e.g. direct offsets, banking, and offsetting funds), their specific features and associated vocabulary (e.g. biodiversity credits, service area, and restoration). The search was not limited to “biodiversity offset” as the term only appears in the literature from 2004 (Hrabanski, 2015). Therefore, we included terms such as “ecological compensation”, “compensatory measures” and “mitigation” to reflect the broader domain. The third criteria related to terms associated with the institutional, political and legal context (e.g. No Net Loss and Clean Water Act). The three criteria were linked with boolean operators (AND, OR, NEAR) to restrict the scope of the search. This preliminary step yielded a total of 897 articles.

The second step was to refine the initial search by reading article abstracts and keywords to check consistency with the search criteria. This led to the identification of certain terms that generated irrelevant results and that were excluded. Examples include articles related to carbon mitigation and other forms of compensation (e.g. in medicine or astronomy). After this second stage, 465 articles remained in the corpus.

In the third step, we checked that we had not missed any key articles by examining the most-frequently cited references in the corpus. Consequently, twelve articles were added and the final corpus was composed of a total of 477 articles.

## **2.2. Data analysis**

Bespoke R scripts and Python software were used for the scientometric analyses of the corpus (R Development Core Team, 2008). The first analyses focused on spatial and temporal output.

Specifically, we analysed: (1) annual output of articles over the time period; (2) their spatial distribution based on the location of authors' institutions; and (3), the distribution of authorship. In order to examine the sources and intellectual contributions to knowledge building (Chen et al., 2010), we conducted analyses on: (4) the most-frequently cited articles and references, together with the research field and journal. Finally, we studied the lexical dynamics of the corpus through the analysis of: (5) the frequency of keywords and their dynamics over the period.

For the detailed analysis of the domains of economics and conservation, we selected articles categorised in the WoS database as belonging to the domains of “Biodiversity Conservation” and “Economics”. There were 12 journals in each category and from this we identified 61 articles in the category Biodiversity Conservation and 31 in Economics. For each category we analysed: (1) annual output over the period 1975 to 2014; and (2) the main topics related to BO.

## **3. Results**

### **3.1. Temporal dynamics**

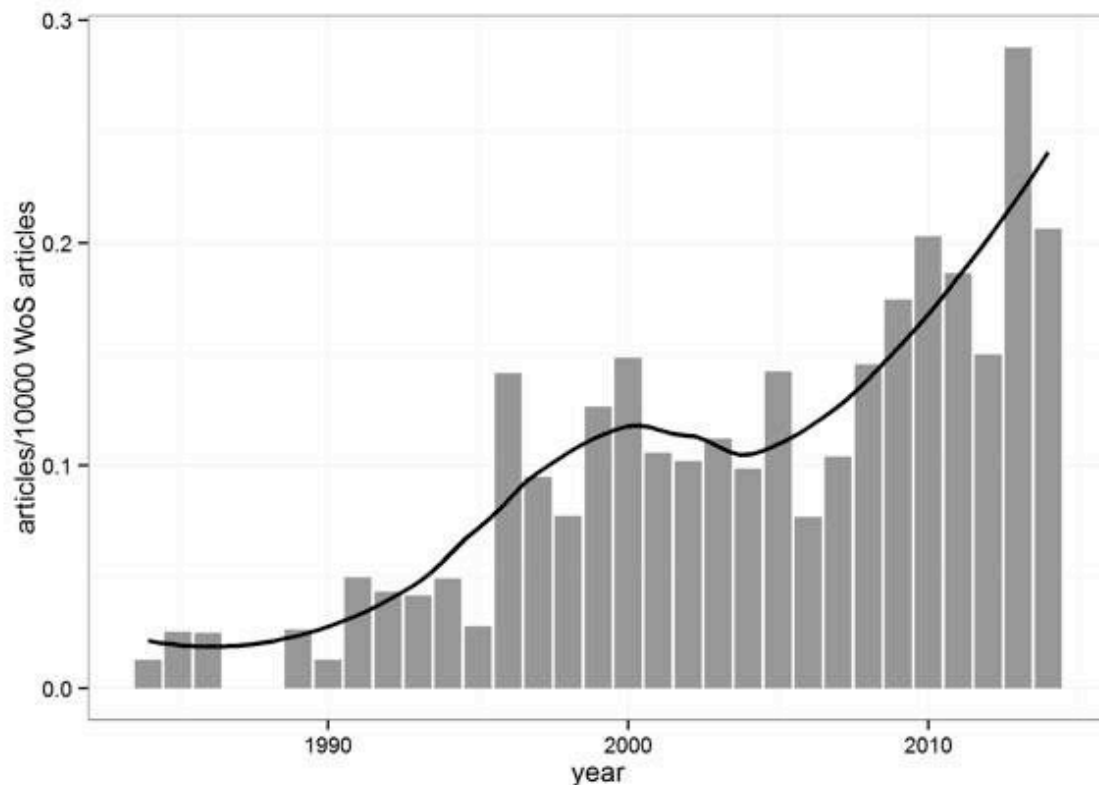
The final BO corpus consisted of articles spread over a period of 30 years from 1984 to 2014. Figure 20 shows the relative output of BO articles compared to all other topics found in the WoS database. There has been a significant increase in academic attention to BO that is not accounted for by the overall increase in scientific production, and which is particularly noteworthy in the last twenty years.

However the increase is not linear. We identified three stages in the development of BO in scientific literature distributed as follows: 1984–1995, 1996–2006 and 2007–2014.

The first period (1984–1995) produced the fewest articles (28), representing 6% of the overall corpus. This relatively low average annual production (about 3 articles per year) corresponds to the emergence of BO as a topic in the scientific community.

The second period (1996–2006) reveals growing academic interest. In this period, 166 articles were identified, representing 35% of the overall corpus. Output was relatively stable throughout this period with an average of 15 articles per year. We did, however, identify three peaks (in 1996, 2000 and 2005). These peaks can be directly linked to institutional and political dynamics linked to BO particularly in the United States of America (USA) (see Discussion).

The third period runs from 2007 to 2014, when there was a distinct surge of interest. With 283 articles recorded, this period represents 59% of the corpus (over a period of only 8 years). Average production was 35 papers per year, which is more than twice as much as in the previous period. In particular, the high output in 2013 (that we expect will continue into 2014) demonstrates the recent popularity of the concept in the scientific community, where it has become a “buzzword”.



**Figure 20.** Temporal dynamics of scientific output on biodiversity offsetting (BO) based on an analysis of articles in the WoS database from 1984 to 2014. Output is shown as the ratio of BO articles to all articles in the database in the same period. Note that figure for the year 2014 is not complete due to the time lag between our analysis and the recording of publications for 2014 in the WoS database.

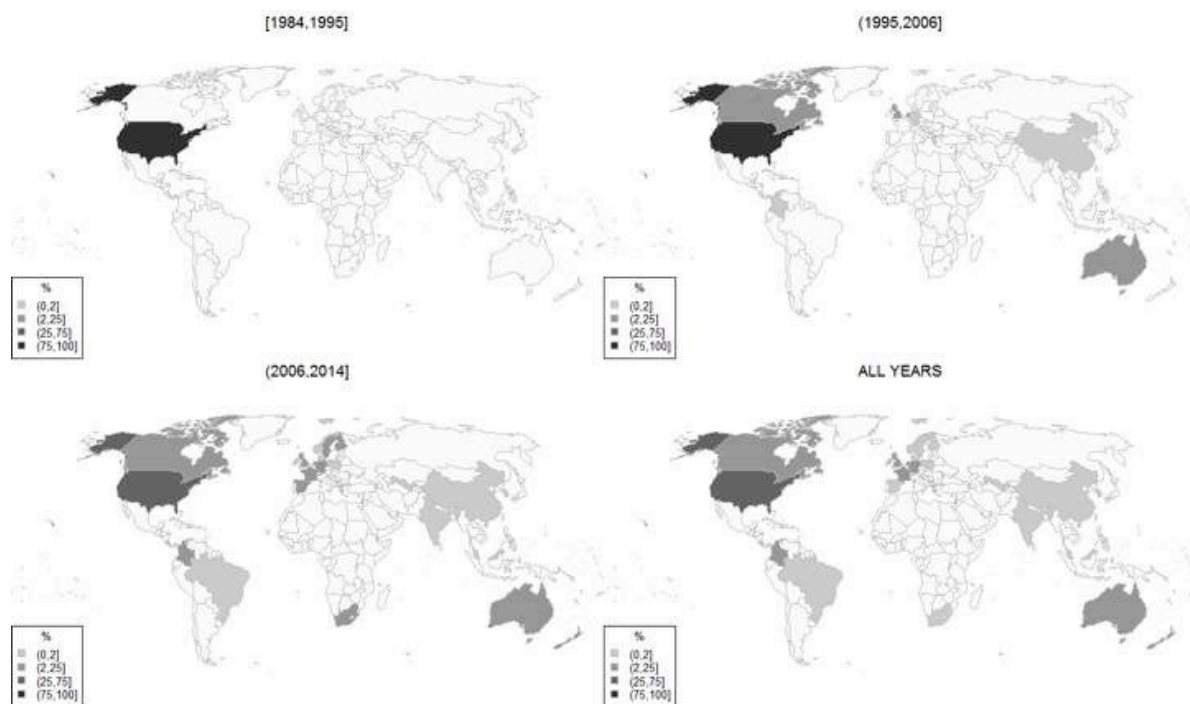
### 3.2. Spatial distribution

The corpus was spatially distributed across 28 countries (Fig. 21). The analysis showed that North America was the leading producer as 63% of publications had at least one author in the continent. This was followed by Europe (24%), Oceania (12%) and Asia and Africa (less than 1%).

A country-level analysis showed that the United States of America (USA) dominated production, as 57% of articles named at least one author located in that country. This was followed by Australia (9.7%), the United Kingdom (UK) (7%) and Canada (6.5%). Other European countries made significant contributions, especially France (3.5%), the Netherlands and Germany (3%). Finally, authors from Asia, South America, Africa and Switzerland made a minor contribution with production representing less than 1% of published articles. A notable exception was Colombia that contributed 2.3%.

Interestingly, the spatial distribution of the corpus changed over the three time periods described above (Figure 21). The first period (1984–1995) is characterized by the only production of North America, especially the USA. The second period (1996–2006) marks the beginning of spatial diversification when output spread, first to Canada and Australia in the 2000s, and then to European countries starting with Netherlands and the UK. In the third period (2007–2014), although the USA continues to dominate (production is 10 times higher than in the first period), there is a growing interest worldwide and especially in Europe, with a total of 28 countries contributing to the overall output.

In general terms, the scientific output on BO started in the US whose domination marked the first period, and then followed by Australia, Canada and the UK in the second period, and finally European countries (particularly France and Germany) in the last period.



**Figure 21.** Dynamics of the spatial distribution of the BO corpus (1984–2014). National contributions to the BO corpus are based on the location of authors' institutions.

### **3.3. Authorship**

We identified 1005 authors named in the 477 articles in the corpus. However, some authors were particularly prolific. For example, Morgan Robertson (from the Department of Geography at the University of Wisconsin-Madison, USA) and Todd Bendor (from the department of City and Regional Planning at the University of North Carolina, USA) each authored 13 articles. Twenty-five authors contributed to 5 or more papers, and 170 were named in at least 2 papers.

The 1005 authors were distributed across 807 unique institutions. Surprisingly, only 68% were research institutes, the remainder being non-academic institutions distributed as follows: public agencies (16%), private companies (10%) and NGOs (6%). This distribution is unusual in scientific corpora and is a noteworthy result. A comparison of the BO corpus with a random set of articles drawn from the WoS database in the same research areas and time period showed that only 7% were from non-academic institutions (Chi-square: 120,  $p < 0.001$ ).

Public agencies, mainly American, were particularly productive. These include the US Army Corps of Engineers (USACE), a state organization of 37,000 civilians and soldiers that issues permits related to BO processes. Other important contributors were the US Fish and Wildlife Service (USFWS) and the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Furthermore, we noted the role of private firms, including private research institutes, environmental consultancy firms and financial institutions. Finally, environmental NGOs were very active, particularly The Nature Conservancy, Advanced Conservation Strategies, Forest Trends and Conservation International.

Interestingly, the dynamics of the output of institutions evolved over the period of the corpus. Research institutes and public agencies were the pioneers. Private firms appeared in the second period (1996–2006). The third period (2007–2014) is dominated by the major contribution of environmental NGOs, although research institutes also strongly increased their output.

### 3.4. Sources and intellectual influences

Results showed that environmental sciences (52%) and ecology (44%) were the most important research areas throughout the corpus period. The journals *Wetlands* and *Environmental Management* published the most articles (9% each). While the domains of environmental engineering, environmental studies and restoration ecology were well represented, they really gained ground in the 2000s, particularly the journals *Ecological Engineering*, *Restoration Ecology* and *Ecological Applications*. Conservation journals accounted for 12% of overall output, mainly *Biological Conservation* and *Conservation Biology*. Social sciences were somewhat underrepresented (16%), while economics contributed 6%, notably in the form of the journal *Ecological Economics*. Finally, we noted a clear diversification in research areas beginning in the third period (2007).

Next, we examined the most-frequently cited authors. The dominant are North Americans and their researches are focused on the field of ecological restoration. For instance, Joy B. Zedler (from the Department of Botany at the University of Wisconsin-Madison, USA) and William J. Mitsch (from the Everglades Wetland Research Park at the Florida Gulf Coast University, USA) had more than 150 citations each. Remarkably, they were followed by the National Research Council (NRC) with more than 100 citations. The ‘top five’ authors included Mark M. Brinson and Morgan Robertson with about 100 citations each.

After, we analysed the most-frequently cited references, which reflect the literature that authors draw upon (see Supplementary materials S2). A surprisingly high number of references came from the non-academic literature. A comparison with a random set of articles from the WoS database for the same research fields and time period was significant (Chi-square: 792,  $p < 0.001$ ). The analysis highlighted the importance of grey literature (reports by public or private agencies or NGOs that are not peer-reviewed), which was cited in 40% of articles in the corpus compared to 25% in the random dataset. However, with output increased, the proportion of non-academic (compared to academic) references decreased from about 80% in the 1980s to 30% in 2010s.

Moreover, the intellectual foundations of the BO corpus are dominated by few key references. Of these, the top 3 most-frequently cited non-academic references were: the 2001 National

Research Council Report (National Research Council, 2001); the 2004 ten Kate Report (ten Kate et al., 2004); and the 2005 Millennium Ecosystem Assessment Report (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), with respectively 61, 41 and 33 citations. The 2001 NRC Report was one of the first reports to provide an assessment of US mitigation policies. The 2004 Report by Kerry ten Kate et al. was the result of collaboration between the International Union for Conservation of Nature (IUCN) and the World Conservation Union, and was cited for its key definitions and standards to BO. The 2005 MEA Report is well-known as it provides a conceptual framework that links ecosystem services, biodiversity and human well-being. It was mainly cited in the BO corpus when addressing the issue of declining or lost biodiversity (Dodds et al., 2008; Hoehn et al., 2003), or (more controversially) the commodification of biodiversity linked to market-based approaches (Bendor et al., 2011; Robertson, 2006a), or (more practically) in discussions of the ecosystem services approach as a new concept or metric in BO projects (Palmer and Filoso, 2009; Vaissière et al., 2013).

With respect to the most-frequently cited academic references, restoration ecology articles were most popular (see Supplementary materials S2). Such articles emphasise the risk and uncertainty of restoration outcomes (Race and Fonseca, 1996; Zedler, 1996), or address technical concerns to improve their design (Mitsch and Wilson, 1996; Zedler and Callaway, 1999). Articles that challenged the BO principle were also frequently cited (Gibbons and Lindenmayer, 2007; Salzman and Ruhl, 2000). Finally, other key articles reviewed institutional frameworks for BO (Kentula et al., 1992; McKenney and Kiesecker, 2010).

Finally, we looked at the whole WoS database in order to identify the articles in the BO corpus that were most-frequently cited (see Supplementary materials S3). This showed that articles about ecological restoration related to US wetland mitigation policy were the most popular. Specifically, these articles: addressed concerns about restoration results in riverine areas (Bernhardt et al., 2005); assessed ecological and functional equivalency trajectories in wetland restoration (Simenstad and Thom, 1996; Zedler and Callaway, 1999); examined the role of reference wetlands in functional assessment and mitigation (Brinson, 1996); and looked at technical measures to improve the design of new and restored wetlands (Mitsch and Wilson, 1996; Mitsch et al., 1998; Mitsch and Gosselink, 2000). Interestingly, we found that highly controversial articles that challenged BO principle were some of the articles in the corpus that were most-frequently cited in the overall WoS database. Most of these articles were critical of restoration actions (Palmer and Filoso, 2009; Race and Fonseca, 1996; Zedler



and Callaway, 1999), and expressed concern about the “neoliberalisation” and “commodification” of ecosystem services through wetland mitigation banking (Robertson, 2004, 2006b; Salzman and Ruhl, 2000). These articles were also influential in the BO corpus itself, as they ranked among the most-frequently cited references.

### **3.5. Lexical and topic dynamics**

A keyword analysis identified major changes in the topics and associated vocabulary tied to BO. There was a clear move in the lexicon from ecology-based approaches to a market and economic terminology over the period (Figure 22). This shift occurs gradually and is reflected in changes in the topics addressed by scholars.

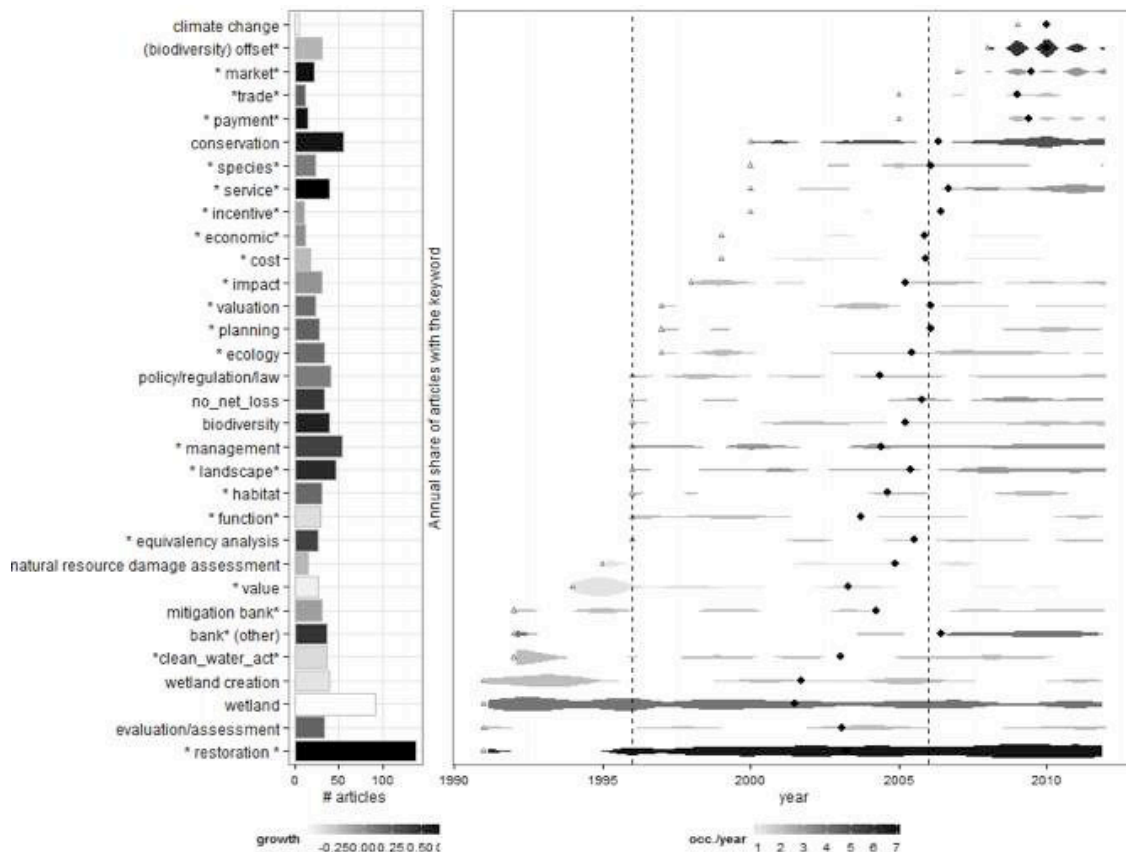
Initially, “mitigation” was the term used to refer to the BO domain. Articles were mainly focused on the US context and particularly wetland mitigation policies (Nelson and Logan, 1984; Race, 1985, 1986). Specifically, mitigation banking was a major concern since the beginning of the production (Soileau et al., 1985). In the first period (1984–1995), articles started to address concerns about ecological restoration and habitat creation in the context of US wetland mitigation policy, reflected in the frequency of terms such as “restoration”, “wetland creation” and “constructed wetland”. The importance of the US context was confirmed by the frequent use of the term “Clean Water Act”. Linked to the US Clean Water Act, “wetland” ecosystems were the focus of academic research. Although its relative frequency decreased, the term “wetland” was a common keyword in the corpus. Finally, restoration issues were a central topic, and became more important over time.

The beginning of the second period (1996–2006) was marked by a change in both topics and keywords. This period is mainly characterized by the growth of ecological concerns associated with restoration issues. The use of the keywords “functional assessment”, “equivalency analysis”, “functions”, “evaluation/assessment”, “ecology” and “impact” indicated that topics mainly dealt with methodological and technical issues related to the assessment of ecological equivalence and the implementation of BO through restoration actions. These topics were primarily associated with the keywords “ecological compensation” and “compensatory measures”. During this period, BO mechanisms began to be considered as a new land-use planning tool, shown by the importance of the keywords “landscape”,

“management”, “valuation”, “planning” and “policy/ regulation/law”. In addition, we noted the increased use of the keyword “restoration” beginning in 1996. We note that this research field emerged as a scientific discipline in 1996 (see Discussion).

Moreover, the term “function” was increasingly used to refer to biodiversity. The terms “habitat”, “biodiversity” and “No Net Loss” entered the corpus during this second period, although they became more frequent in the third period.

In the third period (2007–2014), we surprisingly noted the apparition of a new group of keywords in the corpus associated with an economic and market vocabulary. These reflected a more economic terminology and revealed major changes in the corpus from mid-2000s. For instance, we noted the use of the keywords “(ecosystem) services”, “incentive”, “economic”, “cost”, “payment”, “trade”, “bank” and “market” increased markedly during this period. At this time topics linked with ecosystem services and market-based instruments (MBIs) became significant concerns. Notably, it was at the start of this period that incentives and banking mechanisms gained increasingly interest in scientific community. However, we noted a decrease in the use of the keyword “mitigation bank” in favour of the generic term “bank”, reflecting the expanded application of this mechanism to various components of biodiversity and institutional contexts (e.g. species banks, conservation banks, habitat banks, wetland banks, and biobanks). Furthermore, we noted a major change in the terms used to name the mechanism itself, which shifted from “ecological compensation” and “mitigation” to “biodiversity offsetting” and “biodiversity offsets”. “Biodiversity offsets” largely replaced other terms used to refer to BO, such as “ecological compensation”, “mitigation” and “compensatory measures”. While “restoration” remained a central issue during this period it was mainly linked to ecological engineering. Since 2006, BO has been strongly associated with the keyword “conservation”, reflecting its close links with conservation policies. Finally, although they were introduced into the corpus much earlier, the frequency of the terms “species” (mainly endangered species), “biodiversity” and “No Net Loss” significantly increased during this period, becoming the most common keywords in the corpus.



**Figure 22.** Dynamics of the most-frequently used keywords in the BO corpus (1984–2014). The bar chart on the left represents the growth of keyword use in the corpus (greyscale gradient); this was calculated based on their regression slope over the time they were present in the corpus. The violin plot on the right shows variation in the annual share of articles including these keywords. White triangles indicate the date of their first appearance in the corpus, while black diamonds represent the weighted mean year when the keyword is present in the corpus. Truncated keywords (\*) are an aggregation of similar or associated keywords (e.g. “\*economic\*” = economics OR economic tool OR economic development).

### 3.6. BO dynamics in conservation and economics

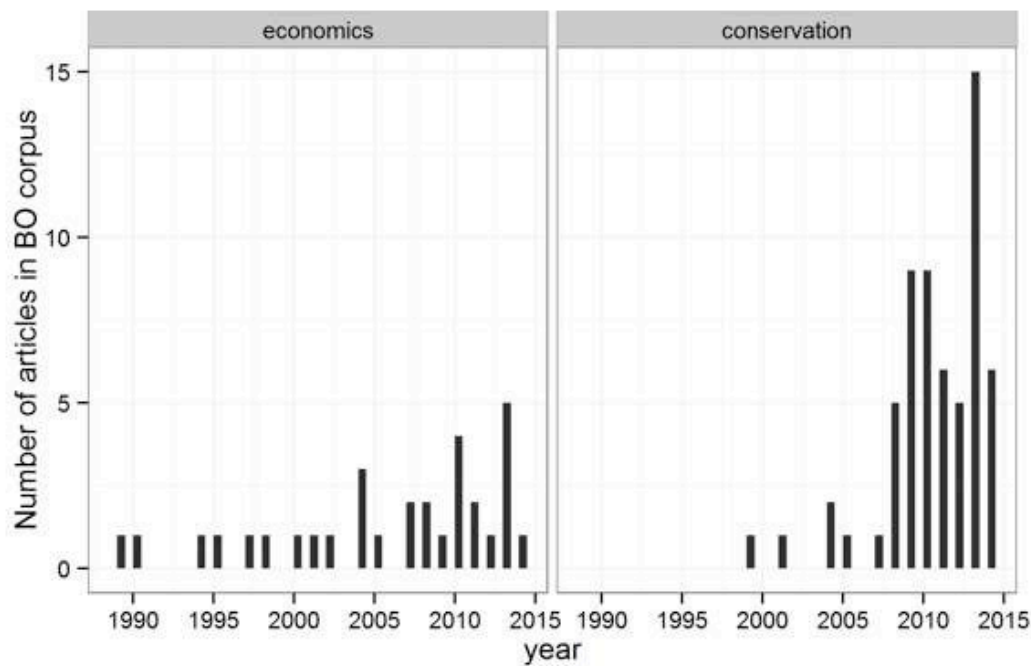
Few articles were published in the field of economics except for a limited number of early papers (Figure 23). We identified a total of 31 articles, compared to 61 in biodiversity conservation. This is surprising given the results presented earlier that show the economisation of the BO lexicon over the past ten years. It appears that ultimately, economics is of little interest to this topic, especially compared to conservation journals where production is 2 to 3 times higher, particularly during the third period (2006–2014).

The analysis of this sub-corpus of 31 articles revealed that economists focused on the economic status of BO instruments from a theoretical and empirical perspective. It showed that while BO is typically presented as a market-based instrument (MBI), it does not have the characteristics of such a mechanism either in its foundations or in its implementation. Authors agreed that BO was, at best, a hybrid instrument that did not share the market characteristics of even its closest cousin, banking mechanisms (Boisvert, 2015; Vaissière and Levrel, 2015; Vatn, 2014). Some economists concluded that the “market” label was more of a political discourse serving an ideological vision of biodiversity conservation (Boisvert et al., 2013; Lapeyre et al., 2015). Debate focused on the risk and limitations of using this kind of tool, particularly given the controversial approaches it implies (monetary evaluation of biodiversity, etc.) (Calvet et al., 2015a; Drechsler and Hartig, 2011; Drechsler and Wätzold, 2009). Authors mainly subscribed to heterodox schools of thought (e.g. ecological economics) and those following a more standard school of thought remained few and far between. Most studies of the latter focused on conceptual and technical issues linked to BO and aimed, for example, to improve the political and institutional design of offsets or implementation through specific assessment methods (Coggan et al., 2013; Dumax and Rozan, 2011; Gastineau and Taugourdeau, 2014; Scemama and Levrel, 2014; Van Teeffelen et al., 2014). Overall, the analysis of this literature suggests that the theoretical background for BO has not yet stabilized and remains a matter of concern. Moreover, there is still much progress to do in the implementation of this device.

BO is a highly attractive tool for conservationists and output has risen sharply since 2000. “Win-win” strategies linking economic and conservation issues have probably contributed to this success (Muradian et al., 2013; Roth and Dressler, 2012). Many articles flagged the need to find win-win solutions for biodiversity conservation and emphasised the opportunity for BO to find solutions that meet both economic development and conservation concerns (Bauer et al., 2004; Cuperus et al., 1999). The importance of involving the private sector and encouraging public support were other major issues (Wilcove and Lee, 2004; Etchart, 1995). A particular focus was the idea of using BO mechanisms to foster partnerships with the business sector, especially private investors and landowners. Besides, BO processes were often regarded as a way to reduce human-nature conflicts by providing partnerships between business, conservationists and local communities (Donlan and Wilcox, 2008; Schwerdtner and Gruber, 2007). Flowing from the idea of a compromise between economics and

conservation, the concept of “sustainable development” is frequently associated with BO issues. Besides, some authors also discussed the implementation of BO mechanisms as ways to improve land-use planning and management in a long term perspective (Bendor, 2009; Bull et al., 2013b).

Furthermore, we also noted in the conservation domain that economic terms were increasingly used. Since the 2000s, new terms appeared in this field associated with the BO topic such as “market-based instrument”, “economic incentive”, and “banking”. These mechanisms were particularly addressed as new ways to improve biodiversity conservation by encouraging economic decision-makers to take into account their impacts on biodiversity and adopt good environmental practices. In that way, economic incentives were increasingly associated with BO, which became the centrepiece of promoting private investment in conservation. Concerns about mitigation banking mechanisms have been a notable feature of research (Wilcove and Lee, 2004; Fox and Nino-Murcia, 2005). However, while BO is promoted by some conservationists, a significant part of the literature is focused on its conceptual and practical limits, particularly with respect to biodiversity conservation. Articles highlighted difficulties in designing, implementing, assessing and managing BO actions (Bendor and Woodruff, 2014; Bull et al., 2013a; Quétier and Lavorel, 2011). Empirical analyses of compensatory measures revealed mixed results, and challenged whether BO projects has really achieved No Net Loss of biodiversity (Burgin, 2010; Gardner et al., 2013; Maron et al., 2012; Pickett et al., 2013; Walker et al., 2009). A few articles discussed the implications of BO mechanisms for conservation and underlined the potential risks for future practice (Bekessy et al., 2010; Bendor and Riggsbee, 2011; Burgin, 2008; Gordon et al., 2015, 2011; Pilgrim and Bennun, 2014). Other authors argued that the use of BO mechanisms corresponded to a “commodification” of nature, particularly through the banking mechanism design (Boisvert, 2015; Gibbons and Lindenmayer, 2007; Robertson and Hayden, 2008; Robertson, 2004). These articles highlighted the dangers of treating biodiversity as a tradeable asset, and pointed out the risk of the “financialisation” of nature.



**Figure 23.** Comparison of output in the domains of conservation and economics (1984–2014) based on articles in the BO corpus in these fields.

#### **4. Discussion: the main drivers of BO in academia and the implications of its development for conservation practice**

This article retraces the origins and evolution of biodiversity offsetting (BO) in the academic literature. Based on an extensive literature analysis we characterized the temporal and spatial trends and dynamics of the concept's use. We then identified the most influential authors, countries and disciplines driving these dynamics. Lastly, we highlighted recent changes in the lexicon used to address BO topics, which show a move from the use of an ecological terminology to one of market and economic. A notable finding is that this lexicon is mainly used in the fields of ecology and conservation, while economists do not appear to support BO mechanisms as genuine economic and market mechanisms.

#### **4.1. A demand-driven topic: the dominance of Anglo-Saxon politics**

Our findings emphasised the strong link between the evolution of the BO corpus and political dynamics. Higher scientific output was the result of political changes related to BO. For instance, the first academic studies were published following US legislation linked to BO in the 1970s. Then, the concept of “No Net Loss” (NNL) was the result of a political initiative – specifically a speech by US President George Bush in 1989 – before becoming widespread in academia (Robertson, 2000), and then the centrepiece of US wetland policy in 1996 (Hough and Robertson, 2009). Similarly, the establishment in the US of the mitigation banking system in 1995 (USACE (United States Army Corps of Engineers) et al., 1995) resulted in significant scientific output tied to BO. These examples show how research into BO is grounded in politics. Most developments in the academic literature were found to be subsequent to political initiatives.

Also the result of political initiatives, we noted the strong influence of expert reports in the evolution of the BO corpus. Public reports authored by experts such as the National Research Council (NRC) and the Millennium Ecosystem Assessment (MEA) provided the foundations for the corpus. These expert groups were formed following demands to investigate political concerns. The NRC is a major US governmental organization that was established in 1916 by the US National Academy of Sciences at the request of President Woodrow Wilson. Its initial purpose was to foster the use of scientific research to support the development of the American industry and economy. Subsequently, it provided scientific expertise in various fields (e.g. medicine and environment). The NRC Report was a principal reference in the corpus for the critical assessment of the US wetland mitigation system it provided (National Research Council, 2001). Likewise, the MEA expert group was also the result of a political decision; it was given the responsibility of assessing the consequences of ecosystem changes for human well-being. On the backdrop of raising people's awareness with respect to the value of biodiversity and costs of its degradation, the MEA Report advocates the use of economic approaches, in particular economic valuations, to deal with biodiversity issues. As a result, the concept of “ecosystem services” has come to represent the idea of supporting conservation in a way that benefits people (Méral, 2012). Both of these expert groups played a major role in the evolution of the corpus, and the diffusion of new approaches to BO, and more broadly to biodiversity conservation.

The finding that BO research has been driven by political dynamics is a specific feature of the domain, and is not found in similar fields. For instance, the concept of “ecosystem services” emerged in the scientific arena in the 1970s before being adopted by politicians in 2000s (Barnaud and Antona, 2014; Méral, 2012). This contrasts with the concept of BO where policy entrepreneurs promoted its dissemination, which then prompted its developments in academia (Hrabanski, 2015). This raises the question of the credibility and scientific relevance of a tool that initially emerged in the political sphere, especially when academics have shown the weak theoretical foundations of its mechanisms. It seems that the scientific agenda tied to BO has followed a political, demand-driven logic. We found this to be the case particularly in countries with active BO programmes. A detailed country-level comparison of the number of BO articles and overall scientific output showed that in countries with active (or developing) BO programmes, BO articles were over-represented compared to other research topics (see Supplementary materials S4).

Moreover, countries with well-established compliance regimes were the drivers of BO, especially the USA and Australia. Research on BO has clearly been led by Anglo-Saxon countries. These countries pioneered the regulatory institutionalisation of BO processes (McKenney and Kiesecker, 2010). The topic emerged at the end of the 1980s in the USA, spread to other Anglo-Saxon countries, and finally European countries. The latter have continued to strengthen their commitments to BO in recent political agendas and regulations. For instance, the EU Biodiversity Strategy to 2020 aimed to ensure NNL of biodiversity and ecosystem services by 2020, and included the development of BO programmes as one of its central initiatives (Quétier et al., 2014).

Another finding was that countries operating under common law showed most interest in the development of BO programmes (see Supplementary materials S4). It appears that the cultural and political systems have played a major role in the adoption of mechanisms. Furthermore, neoliberal policies (and neoliberal environmental governance) dominate in those countries that are leaders in the BO domain (Bonneuil, 2015). This flavour of politics supports a specific vision of conservation founded on the use of economic and market-based approaches to biodiversity (Robertson, 2004; Sullivan, 2013). Consequently, BO banking mechanisms found strong support. The changing lexicon and topics addressed in the BO



corpus (reflecting a move away from ecologically-driven approaches to financial and economic approaches) may reveal the influence of this neoliberal vision of conservation.

## **4.2. The influence of a few dominant actors**

Our characterization of the BO corpus highlighted the influence of a few dominant actors who have supported the development of BO; in particular American researchers working in the field of ecological restoration and environmental NGOs.

The first point to highlight is the importance of the domain of ecological restoration. This discipline emerged in the 1990s, and the objective was to develop research and practice in order to reverse habitat degradation and destruction by restoring degraded ecosystems and habitats through human actions (Hobbs and Norton, 1996). This domain that consists of a combination of various practices and concepts, ranging from ecological restoration to ecological engineering, was a central topic in the BO corpus.

Influential American researchers led research efforts on this area. The two most-frequently cited authors in the corpus (Joy B. Zedler and William J. Mitsch) were also among the top five article authors. These two authors were particularly influential in the second period (1996–2006) when their research focused on ecological restoration in the US wetland mitigation system. These two authors also contributed to the famous National Research Council Report. Dr Mitsch developed the field of ecological engineering and created the journal *Ecological Engineering*, which is responsible for a significant number of articles in the corpus.

Ecological engineering also emerged in 1990s with the idea of integrating ecology and engineering in the design, monitoring and construction of ecosystems. According to Dr Mitsch, “the design of sustainable ecosystems intends to integrate human society with its natural environment for the benefit of both” (Mitsch and Jorgensen, 1989). Ecological engineering claimed to facilitate multiple-win conservation strategies, which is likely to have contributed to its success tied to BO. Aiming to restore degraded ecosystems, engineering techniques were expected to make economic development compatible with global conservation targets; in particular halting the loss of biodiversity and the degradation of

ecosystem services, commitment of the Convention on Biological Diversity by 2020 (CBD and UNEP, 2010).

Linked to political initiatives, the influence of some authors and journals in this field greatly guided the reorientation of the BO research agenda towards ecological restoration and ecological engineering issues. The promise of the BO process to achieve No Net Loss (NNL) of biodiversity in a context of environmental degradation was strongly based on the success of the ecological restoration field. In turn, progress in BO also contributed to the development of the field of ecological restoration (Maron et al., 2012).

However, the use of ecological restoration as a promising way in meeting conservation goals is controversial in academia. Several authors argue that incomplete or unsuccessful restoration actions can themselves lead to a net loss of biodiversity within the BO process (Maron et al., 2010, 2012; Moreno-Mateos et al., 2012; Race, 1985). For others, high expectations about the ability of such techniques to halt losses favour a managerial and ‘techno-garden’ vision of biodiversity conservation (Gibbons and Lindenmayer, 2007; Race, 1986; Robertson, 2000, 2004; Sullivan and Hannis, 2015; Walker et al., 2009; Boisvert, 2015). The work of Margaret Race (1985; 1986) has particularly fuelled the debate and controversies about the use of restoration techniques in biodiversity offsetting.

Finally, we found that a few dominant environmental NGOs have played a significant role in the development of the BO domain. In particular, the “Business and Biodiversity Offsets Programme” (BBOP) has been influential, notably through its 2004 publication that was a key reference in the BO corpus and marked a turning point in the domain (particularly with the apparition of the term “biodiversity offset”) (Hrabanski, 2015). The BBOP, directed by Kerry ten Kate, was established by the NGO “Forest Trends” in 2004 with the goal of supporting best practices to BO. The BBOP was highly influential in the renovation of offsetting mechanisms worldwide with the purpose to diffuse BO standards and processes (Hrabanski, 2015). Other environmental NGOs made a major contribution, such as The Nature Conservancy, Advanced Conservation Strategies, Conservation International and the IUCN. These NGOs boosted the development and diffusion of BO approaches, and were particularly interested in expanding the use of market-based approaches to biodiversity.

They actually share a specific vision of conservation aimed at promoting “new ways of approaching environmental problem solving” and fostering instruments “outcome-based, financially sustainable and compatible with economic development” (<http://www.nature.org/>). In this context, economic-based incentives are promoted as “innovative solutions to deliver biodiversity conservation outcomes”. They also pursue “non-confrontational, pragmatic and market-based solutions to face conservation challenges” (<http://www.advancedconservation.org/>). In addition to “recognizing that the private sector has an important role to play in advancing their conservation mission” (<http://www.advancedconservation.org/>), they foster partnerships with the business sector and various other actors (local stakeholders, other NGOs, private firms and governmental agencies). They were responsible for pushing the private sector to invest in biodiversity conservation through BO mechanisms that promoted financial interests. They also advocated the use of ecological restoration and economic-based approaches to achieve conservation goals in which BO banking mechanisms have pride of place.

#### **4.3. The diffusion of a shared economic rhetoric and specific view of biodiversity conservation through the BO development**

We have highlighted the diffusion of a shared economic and market vocabulary in the literature associated with BO, extending to the field of conservation. At first sight, this finding may simply mirror a general tendency to adopt economic approaches (Spash, 2015). However, it is surprising for two main reasons. First, economic terminology does not form part of the typical lexicon of conservation. Secondly, the analysis of the economic domain showed that the BO concept was not well-supported by economists. It appears that BO mechanisms do not share the features of others economic mechanisms and classic market-based instruments, either in theory or practice (which may explain the lack of interest from economists). In fact, conservationists have promoted the use of economic terminology to address conservation issues by incorporating vocabulary and concepts from economics into their lexicon (Ehrenfeld, 2008; Wynne-Jones, 2012).

We therefore argue that the use of this lexicon to address BO issues is more rhetorical than based on sound scientific foundations and empirical successes. It may be explained by the (recent) idea that traditional conservation approaches have failed to meet expectations and be

a response to a call to change the practices and rhetoric associated with conservation (Kareiva et al., 2011). Under pressure, some conservationists have adopted a widespread and easily understandable terminology, that of the economy. This economic rhetoric may encourage new groups of actors to become involved in conservation actions.

This trend appears to be consistent with an emerging movement in conservation, namely “New Conservation Science” (hereafter NCS) (Czech, 2007; Doak et al., 2014). This movement emerged in the 2010s and is supported by some conservationists and environmental NGOs. Its proponents advocate new approaches, goals and motives to support conservation and the need for “shaking up the motives and the practices of conservation” (Kareiva et al., 2011). It promotes a ‘new’ version of conservation, aimed at better management of nature for the benefit of humans (Kareiva et al., 2007). Win–win strategies are the major goals of the NCS and the private sector is encouraged to become ‘green’ for its own good (Roy and Behura, 2014). The NCS is a proponent of the “green economy” set up as a result of The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) initiatives (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010). Following the MEA initiatives, the TEEB studies were launched in 2007 on the proposal of the G8 + 5 countries to analyse the global economic benefit of biological diversity and the costs of biodiversity loss. Led by Pavan Sukhdev, an environmental economist who studied international finance and worked with Deutsche Bank for 14 years, these studies and the concept of “green economy” marked a major turn in the diffusion of economic approaches to biodiversity worldwide (Boisvert et al., 2013; Sullivan, 2013). Trusting to market and prices forces, these approaches advocate the implementation of an economy of biodiversity to address conservation failures. This new approach to conservation has been incorporated into recent political agendas as a promising way to reverse biodiversity decline. Governments and international organizations have increasingly incorporated the “green economy” initiatives into their international agenda and strategies to biodiversity. For instance, both the 10th meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity and the 2012 United Nations Conference on Sustainable Development presented ‘The Green Economy’ as central themes of the conferences. In this way, BO approaches found strong support as a way to diffuse this approach.

It appears that the diffusion of this economic rhetoric into the BO domain, and more broadly into conservation has resulted from the influence of a few dominant actors who share the same views. These actors seem to have influenced change in scientific output and how the BO principle is approached in conservation. It could be argued that the strong recent development of BO is strongly linked with the NCS movement, which is likely to have contributed to its growth in academia. Underlying the rhetorical shift, it reveals a change in the practice of biodiversity conservation that may result in a neoliberalisation of conservation (Ehrenfeld, 2008).

## **5. Conclusion**

This paper characterized the recent success of Biodiversity Offsetting (BO) in the academic arena and shed lights on its drivers and supporters. We highlighted that the growth of BO has been driven by a political agenda that promotes the use of economic and market approaches to address conservation issues. We argued that this political influence was supported more by a change in the rhetoric related to conservation than scientific progress in ecological or economic sciences and real successes. This approach is aligned with a general trend of adopting an economic view of conservation practices supported by a shift in the conservation science.

However, we showed that a tension has emerged from this political and cultural movement. On the one hand, BO promotes a shared economic rhetoric aimed at spreading a coherent and understandable message consistent with a neoliberal vision of conservation governance. On the other hand, it has led to severe criticism of the efficiency, scientific and ethical foundations of the very same approach.

In that way, some scientists warn about the risks of using this tool in conservation. First, this may lead to the commodification of nature, resulting in new values and new conservation practices (Dauguet, 2015). Second, these practices promote the use of economic tools and approaches in which human benefits are the focus. Beyond the underpinned utilitarian view of biodiversity, the main risk of this approach is a change in the motives of conservation practitioners resulting in a shift from intrinsic and non-utilitarian values towards economic

and business goals (Spash, 2015). Finally, while conservation has always included human benefits as a concern, this shift may limit its focus and reduce the pluralism of values found in conservation science (Doak et al., 2014; Sandbrook et al., 2011).

Caught in a strong normative current, we therefore argue that the use of such tools in conservation is not neutral, but reflects a specific view of conservation governance, which has major consequences for future practice.

Overall, we advocate further research be carried out on the theoretical and practical dimensions of BO. In particular it should focus on a fine-grained evaluation of the ecological results of BO in practice, and the development of theory that strengthens the mechanism's scientific foundations while taking into account its normative dimension. Furthermore, we particularly highlight the need to examine the economic implications underlying BO developments. Without this, this new silver bullet of conservation may lead to irrelevant conservation practices, and we thus encourage for a wise and careful use of this mechanism in conservation practices.

## **Conclusion générale**

---

## 1. Synthèses des résultats et perspectives

Le constat d'une crise du vivant et des coûts sociaux que représentent les atteintes à la biodiversité a conduit les gouvernements à s'engager en 2010 à « stopper l'érosion de la biodiversité ». Cet engagement met nos sociétés face à un dilemme : d'un côté, le système économique vise un développement économique qui cause la destruction de la biodiversité (Czech, 2000) ; d'un autre côté, conserver la biodiversité s'impose comme un impératif. Dans ce contexte, la compensation écologique est apparue au niveau politique comme une solution à ce dilemme en offrant la promesse d'une possible conciliation du développement économique et de la conservation de la biodiversité. Dans ce travail de recherche, j'ai questionné le bien-fondé de cette dimension conciliatrice de la compensation écologique. L'analyse du contexte scientifique et politique de la compensation écologique ainsi que de la littérature scientifique sur le sujet a souligné l'intérêt d'utiliser les cadres d'analyse de l'économie, particulièrement de l'économie néo-institutionnelle, pour traiter cette question. Afin d'aborder cette question sous trois angles d'analyse complémentaires, j'ai traité ce sujet au travers d'une analyse théorique, empirique et épistémologique. Cette démarche m'a permis d'analyser la compensation écologique au travers de son principe, de son application, et de ses fondements scientifiques et politiques.

Dans la partie *théorique* menée en **partie I**, j'ai premièrement cherché à évaluer dans quelle mesure le principe de la compensation était compatible avec son objectif de conservation de la biodiversité. J'ai principalement mobilisé les cadres d'analyse de l'économie de l'environnement et de l'économie écologique et j'ai profité de certains apports provenant de l'écologie scientifique. J'ai ensuite posé la question de la possibilité d'atteindre l'objectif écologique de la compensation au travers de sa mise en œuvre dans la partie *empirique* du sujet présentée en **partie II**. Cette étude pose la question de l'efficacité des modes d'organisation de la compensation sur des cas concrets. Le contexte politique et la revue de la littérature ont révélé l'importance des questions organisationnelles et institutionnelles dans l'efficacité des mécanismes de la compensation. J'ai centré cette étude sur les mécanismes des banques de compensation et des contrats agro-environnementaux dont les enjeux sont particulièrement importants dans le contexte européen et particulièrement en France au regard de leur développement à venir. Enfin, la mise en évidence de tensions autour de la compensation et du poids des dimensions politiques m'a également amené à analyser le rôle des politiques et des idéologies dans la diffusion de la compensation écologique dans la



communauté scientifique. Dans ce cadre, l'approche *épistémologique* de la compensation, présentée dans la **partie III**, s'est avérée nécessaire pour analyser l'origine et les fondements des savoirs scientifiques rattachés à la compensation écologique.

Je propose de synthétiser les principaux résultats de ma thèse autour de ce qui m'a semblé structurant dans cette analyse à savoir les limites, les compromis et les dynamiques politiques en jeu dans la compensation écologique. En lien avec ces résultats, je dégagerai au fur et à mesure des perspectives politiques et de recherche.

Dans l'approche théorique de la question de recherche conduite dans le **chapitre 1**, nous avons mis en exergue des limites intrinsèques au principe de la compensation pour atteindre son objectif d'absence de perte nette de biodiversité. Ces limites sont le reflet d'une tension d'ordre théorique entre le principe de la compensation et sa finalité : la condition de substituabilité imposée par la compensation est difficilement conciliable avec l'adoption d'une vision complexe de la biodiversité. Ces résultats soulignent un paradoxe : alors que la compensation écologique suppose une approche « écologique » du système économique (en raison de la contrainte de durabilité forte imposée au système via l'établissement de la norme de « no net loss » de biodiversité), son principe même empêche l'adoption d'une telle approche et se solde par des pertes inévitables de biodiversité. Nous avons également identifié des limites économiques et organisationnelles dans la pratique de la compensation qui sont susceptibles de compromettre son efficacité écologique. A ce titre, j'ai principalement pointé le risque que les intérêts économiques prévalent sur les objectifs écologiques en raison du puissant secteur économique adossé au système de la compensation dont de nombreux intérêts économiques dépendent. Ce résultat souligne que la conciliation du développement économique et des enjeux de conservation de la biodiversité envisagée au travers de la compensation est théoriquement difficile et implique, en somme, d'accepter un compromis sur les enjeux de conservation de la biodiversité. Dans le cas de l'utilisation de la compensation pour réaliser des projets de développement, ce compromis réside dans l'acceptabilité de pertes écologiques. Ce constat pose alors la question du choix des compromis. Cette question serait intéressante à développer et à étudier dans de futures recherches afin d'évaluer les éventuels biais qu'ils impliquent.

Quelques pistes sont envisageables pour mener cette étude. Une première réflexion pourrait porter sur l'identification de limites aux compromis réalisables au regard des enjeux de conservation de la biodiversité. En d'autres termes, il s'agirait d'évaluer quelles sont les pertes de biodiversité qui seraient acceptables au regard des intérêts économiques. Ce choix pourrait reposer sur la classification de la biodiversité selon ses enjeux de conservation, par exemple, d'après les listes rouges établies par l'Union Internationale sur la Conservation de la Nature (IUCN). Basés sur des indicateurs écologiques, ces listes proposent une estimation de la rareté et du risque d'extinction des espèces à court terme (Rodrigues, 2006). Elles permettent ainsi de différencier la biodiversité « remarquable » de la biodiversité « ordinaire », également qualifiée de « commune ». La biodiversité remarquable correspond aux espèces les plus rares et les plus menacées. Elle est définie dans le rapport Chevassus-au-Louis (2009) comme « les entités (des gènes, des espèces, des habitats, des paysages) que la société a identifiées comme ayant une valeur intrinsèque et fondées principalement sur d'autres valeurs qu'économiques » (p. 7). La biodiversité remarquable fait l'objet de statuts de protection aux échelles européennes et nationales (principalement les Directives Oiseaux et Habitats respectivement mises en place par l'Union Européenne en 1979, puis amendée en 2009, et en 1992). La biodiversité ordinaire est quant à elle définie comme « n'ayant pas de valeur intrinsèque identifiée comme telle mais qui, par l'abondance et les multiples interactions entre ses entités, contribue à des degrés divers au fonctionnement des écosystèmes et à la production des services qu'y trouvent nos sociétés » (p. 7). Dans cette perspective, les compromis pourraient porter uniquement sur des pertes de biodiversité ayant des enjeux de conservation moindres comme c'est par exemple le cas pour la biodiversité ordinaire. Ce choix impliquerait néanmoins d'exclure du processus de compensation, et donc de l'acceptation d'impacts potentiels, la biodiversité remarquable en raison de sa rareté et de sa vulnérabilité.

Or dans la pratique actuelle, les compensations sont au contraire principalement destinées à compenser des impacts sur la biodiversité remarquable (Regnery, Couvet et Kerbiriou, 2013). Sur la base des propositions mentionnées auparavant, il serait préférable de modifier la pratique actuelle de la compensation en permettant que celle-ci concerne davantage les impacts sur la biodiversité ordinaire que ceux sur la biodiversité remarquable.

Ces compromis sur la biodiversité ordinaire comportent toutefois des biais. Les apports de l'écologie scientifique soulignent que le manque de connaissances et les incertitudes qui pèsent sur la biodiversité (ordinaire comme remarquable) nous empêchent de prévoir de façon robuste sa dynamique et ses évolutions futures. Ainsi, des espèces qualifiées « ordinaires » aujourd'hui sont peut-être en train de devenir les espèces « remarquables » de demain. Sur le plan du fonctionnement des écosystèmes, une altération de la biodiversité ordinaire peut avoir bien plus de conséquences qu'un dommage sur de la biodiversité remarquable rendant la distinction entre biodiversité remarquable et ordinaire finalement peu pertinente sur le plan écologique (Gaston et al., 2008).

Dans ce contexte, d'autres choix seraient peut-être plus pertinents à envisager que ceux reposant sur une délimitation fragile entre des catégories de biodiversité. Une autre piste consisterait à déplacer le centre de gravité du compromis pour qu'il porte davantage sur le développement économique, et donc sur la (non) réalisation des projets d'aménagement, plutôt que systématiquement sur la biodiversité (Brownlie, King et Treweek, 2013; Gibbons et al., 2006). Là encore, des outils déjà existants pourraient être mobilisés comme par exemple l'analyse coûts-bénéfices (ACB). L'on pourrait en effet envisager que chaque projet d'aménagement doive recourir à une analyse coûts-bénéfices (ACB) afin de justifier son intérêt au regard de ses coûts, incluant les coûts environnementaux. L'ACB est en principe utilisée comme outil d'aide à la décision dans la formulation des politiques afin d'appuyer les choix entre plusieurs options envisageables (Pearce et al., 2006). Cette analyse suppose qu'une option est préférable à une autre si elle satisfait au critère coûts-bénéfices, autrement dit, si ses bénéfices sont supérieurs à ses coûts respectivement définis comme des augmentations et des réductions de bien-être (*Ibid*). Dans la pratique, les projets d'aménagement doivent justifier d'un intérêt public majeur dans le cas d'impacts sur des espèces protégées, mais les instances régulatrices disposent de très peu d'outils pour évaluer ce critère souvent très peu argumenté.

L'utilisation de l'ACB semble donc être une piste prometteuse pour amorcer un rééquilibrage de l'échelle des priorités accordées aux différents critères (économiques, sociaux et écologiques). Ce rééquilibrage doit néanmoins être suffisamment fort pour autoriser à remettre en cause la nécessité et les motifs du privilège des intérêts économiques et sociaux (comme l'emploi) par rapport aux enjeux de conservation de la biodiversité.

L'analyse empirique menée dans la partie II a permis de souligner des limites à l'efficacité des systèmes de banques de compensation et de contrats agro-environnementaux pour remplir les engagements de la compensation écologique dans le contexte institutionnel français. Dans le cas de la Réserve d'Actifs Naturels (RAN), étudiée dans le **chapitre 2**, nous avons mis en évidence des limites d'ordre organisationnel et institutionnel, mais aussi inhérentes au dispositif. La logique d'offre de compensation requiert une généricité des actifs de compensation proposés par la RAN afin d'augmenter les opportunités de ventes, et de limiter les risques relatifs à l'investissement de l'opérateur. Cette condition tend à réduire l'équivalence entre les pertes et les gains écologiques. Ce résultat nous permet de confirmer les assertions théoriques de l'économie néo-institutionnelle qui stipulent que plus un actif est spécifique, moins un mécanisme de type marchand est adapté (Williamson, 1985). D'autre part, dans un mécanisme de compensation par l'offre, une action écologique compense les impacts de plusieurs projets d'aménagement au lieu d'être dimensionnée pour compenser un impact spécifique. Cet élément tend également à diminuer la prise en compte de la complexité du vivant dans la transaction. Cette conclusion dépendra néanmoins du type d'impact sur la biodiversité (impact sur une biodiversité très spécifique ou non). Ainsi, face à ces limites, le compromis réside dans l'acceptation d'une équivalence écologique moindre entre les pertes et les gains écologiques qui se solde par une moins bonne conservation de la biodiversité.

Enfin, dans l'analyse des contrats agro-environnementaux menée dans le **chapitre 4**, j'ai pu mettre en évidence une limite d'un autre ordre en révélant le poids des asymétries d'information, inhérentes à ce type de contrats, sur l'atteinte des objectifs écologiques de la compensation. Les difficultés à mettre en place un suivi et des contrôles suffisamment incitatifs au respect des termes du contrat n'ont pas permis de limiter l'adoption de comportements opportunistes par les agriculteurs. Dans le cas de la compensation, ces comportements ont des conséquences directes sur l'efficacité écologique des mesures compensatoires en limitant l'additionnalité et la pérennité des gains écologiques. Ainsi, le compromis pour réduire les conflits sociaux autour des mesures compensatoires et pour en faciliter la mise en œuvre dans le cas de fortes pressions foncières, réside cette fois dans l'augmentation des risques au regard de l'additionnalité et de la pérennité des gains écologiques.

Finalement, l'étude de ces deux cas concrets m'a permis de conclure que même si les engagements réglementaires des aménageurs relatifs aux compensations ont été respectés, l'objectif écologique d'absence de perte nette n'a pas été atteint puisqu'il se trouve des pertes

résiduelles non compensées. Comme les engagements des parties de la transaction portent sur des objectifs de moyens et non de résultats dans l'environnement institutionnel actuel, les comportements opportunistes des agents n'ont pas affectés les autres parties de la transaction, mais l'intérêt général. En effet, à partir du moment où des pertes de biodiversité ne sont pas compensées, une diminution du stock de capital naturel se produit, ce qui affecte le bien-être social. Globalement, les limites mises en évidence dans ces deux systèmes de compensation résultent d'insuffisances institutionnelles au-delà de leurs limites intrinsèques. Ces résultats soulignent un problème d'encadrement réglementaire qui ne permet pas de fournir les structures incitatives suffisantes aux organisations pour faire respecter les engagements pris par les parties. Ainsi, les agents économiques privilégient leurs intérêts privés au détriment de l'intérêt général.

Cette conclusion amène à formuler quelques perspectives de recherches. Les problèmes posés par la relation principal-agent « en cascade » dans la compensation offrent des perspectives de recherche intéressantes pour améliorer le système. Par exemple, il faudrait trouver un moyen de s'assurer que l'aménageur reçoive des incitations à mettre en place un système de contractualisation avec les agriculteurs profitant à l'intérêt général au lieu de rechercher le seul accomplissement de ses propres obligations. L'obligation de suivis réguliers de l'efficacité des actions compensatoires, et la mise en place d'engagements sur les résultats au lieu d'engagements sur les moyens comme c'est le cas à l'heure actuelle en France, pourraient apporter ce type d'incitations (Gibbons et al., 2011). Le calcul des obligations compensatoires en termes d'unités compensatoires (UC) au lieu de ratios surfaciques peut représenter une piste en ce sens. Il faudra néanmoins s'assurer de la pertinence des UC pour révéler les gains écologiques. Dans cette perspective, il serait utile d'évaluer les gains écologiques réels apportés par les différents changements de pratique des agriculteurs, pour ensuite les comparer aux notes d'UC afin de s'assurer que cette méthode est écologiquement pertinente.

Au regard des perspectives politiques, la comparaison avec le système américain de banques de compensation conduite dans le **chapitre 3** souligne bien, une nouvelle fois, l'importance des institutions dans l'organisation de la compensation. Aux Etats-Unis, afin d'améliorer le système de compensation, l'environnement institutionnel s'est renforcé petit à petit afin de réduire les incertitudes institutionnelles autour de la transaction de la compensation. Ce renforcement a principalement commencé dès l'instauration, au début des années 90, de l'objectif de « no net loss » dans les politiques environnementales. Ensuite,

l'institutionnalisation en 1995 du système de banques de compensation au travers de la « federal guidance » a permis d'apporter un premier encadrement réglementaire de ce système. Enfin, l'environnement institutionnel a vraiment été stabilisé en 2008 grâce à l'établissement de la « Final Rule » qui offre un cadre bien défini et des règles précises.

En France, le renforcement de la réglementation environnementale a été réalisé suite aux lois « grenelliennes » de 2011, notamment au travers de la réforme sur les études d'impact (cf. section 1.3. de l'introduction générale). Suite aux engagements internationaux, l'objectif d'absence de perte nette a été instauré institutionnellement dans la politique française au travers de la doctrine ERC de 2012. Ce renforcement a eu comme conséquences d'augmenter les demandes en compensation. Cependant, comme la doctrine n'offre pas un cadre institutionnel assez précis et clair pour rendre effective et efficace la politique de compensation (Jacob et al., 2014 ; Quétier, Regnery et Levrel, 2014), la transaction reste soumise à d'importantes incertitudes institutionnelles (manque de clarté et de précision des règles encadrant la transaction). Ainsi, le gouvernement français ne s'est pas doté des outils permettant la bonne réalisation des compensations écologiques en n'offrant pas les conditions nécessaires au bon fonctionnement des mécanismes de compensation, notamment du système de RAN. Théoriquement, l'environnement institutionnel a pour rôle de réduire les incertitudes de la transaction en vue d'offrir les conditions d'efficacité aux modes d'organisation des transactions (Williamson, 1985). Dans les cas d'étude français, les incertitudes institutionnelles ont au contraire renforcé l'incertitude comportementale en permettant l'émergence de comportements opportunistes.

La préparation actuelle du projet de loi sur la Biodiversité serait susceptible d'offrir ce cadre institutionnel manquant. En effet, le projet de loi prévoit dans son article 33 des précisions relatives aux obligations de compensation écologique, en introduisant notamment la possibilité de faire appel à des « opérateurs de compensation ». Dans ce cadre, le système de RAN est introduit comme nouveau moyen de mise en œuvre des obligations de compensation par les aménageurs. Il est mentionné que les RAN devront faire l'objet d'un agrément par les services de l'Etat afin d'indiquer les obligations qu'elles couvrent, notamment le type d'écosystèmes et d'espèces et leur localisation. Il n'est pas mentionné de « préférence » à l'égard de ce système de compensation par rapport au système de compensation à la demande. Il est cependant précisé que dans le cas d'obligations de compensation non réalisées par l'aménageur dans un délai de un an (par le biais du système de compensation à la demande),

celui-ci devra avoir recours à une RAN (lorsque les besoins compensatoires sont équivalents aux unités proposées par la RAN). Cet article ouvre donc la voie à la création d'une RAN par toute personne, physique ou morale, mais il laisse néanmoins encore d'importantes imprécisions quant au fonctionnement envisagé de ce système. Il ne précise par exemple pas quelles seront les modalités d'agrément des RAN, ni les règles relatives aux calculs et à l'établissement des équivalences écologiques. Il est également prévu que les échanges doivent faire l'objet d'une validation par les services de l'Etat (ce qui est déjà le cas), mais aucune précision n'est apportée sur les modalités relatives à cette « validation ». L'article 33 introduit également la notion « d'obligation réelle environnementale » permettant aux propriétaires fonciers d'engager leurs terrains dans des opérations de compensation. L'obligation réelle environnementale représente une forme de servitude environnementale qui oblige, par le biais d'un contrat avec une autre personne morale ou physique, le propriétaire d'un bien immobilier à réaliser des actions environnementales sur son bien, dans le cadre des mesures compensatoires. Ainsi, des aménageurs peuvent financer la réalisation d'actions compensatoires sur des terrains appartenant à autrui en dehors du système de RAN. Par ce biais, les agriculteurs peuvent devenir des opérateurs de compensation. La durée des obligations doit être prévue dans le contrat. Le problème de cette section de la loi porte justement sur la durée des obligations. En effet, même si cet article introduit une forme de servitude environnementale, celle-ci est « temporaire » car il est prévu que :

« Lorsque des mesures de compensation des atteintes à la biodiversité sont mises en oeuvre sur un terrain n'appartenant ni à la personne soumise à l'obligation de mettre en oeuvre ces mesures, ni à l'opérateur de compensation qu'elle a désigné, une convention conclue avec le propriétaire et, le cas échéant, le locataire ou l'exploitant définit la nature des mesures de compensation et les modalités de leur mise en oeuvre, ainsi que leur durée. Au terme de cette convention, le propriétaire et, le cas échéant, le locataire ou l'exploitant, recouvre la liberté de l'affecter à un autre usage » (art. 33).

Ainsi, à la fin du contrat, le propriétaire ou usager du bien immobilier sur lequel se trouvaient les compensations retrouve la liberté d'affecter ce bien à un tout autre usage (qui pourrait par exemple être dédié à l'urbanisme ou à l'agriculture intensive). La loi ne prévoit donc pas une pérennité des actions de compensation au-delà des engagements de l'aménageur, ce qui pose un vrai problème dans le cas d'impacts irréversibles sur la biodiversité. Même si les pertes résiduelles des projets d'aménagement sont compensées sur la durée d'engagement des aménageurs, il est très probable que les gains écologiques ne soient pas maintenus à l'issue des obligations, comme nous l'avons d'ailleurs révélé dans les deux cas d'études. Il se

trouvera alors une perte nette de biodiversité, mais qui aura seulement été différée de quelques années grâce aux mécanismes de compensation (de trente ans en moyenne). Les projets d'aménagement requérant des compensations étant perpétuels, le gouvernement ne tient pas ses engagements européens en introduisant seulement une servitude environnementale temporaire et non perpétuelle comme c'est le cas dans le système de compensation américain.

D'autre part, la mise en place d'un suivi et d'un contrôle des compensations semble encore fragile. Un amendement (art.7-CD679) prévoyait la création d'un registre national des compensations écologiques afin d'en assurer le suivi et le contrôle dans le temps. Cependant, cet amendement a été rejeté car il supposait de créer un nouvel opérateur d'Etat et de procéder à une évaluation des opérations de compensation écologique, ce qui ne semble pas constituer une priorité de l'Etat (Gaillard, 2014). De plus, il n'est toujours pas prévu d'assortir de sanctions les manques aux obligations de compensation. L'on peut donc supposer que ces deux dispositions ne seront pas susceptibles d'inciter les aménageurs ou opérateurs de compensation à réaliser leurs obligations.

Ainsi, même si un effort est apporté par le gouvernement pour encadrer le système de compensation, le projet de loi en construction comporte encore de nombreuses zones de faiblesses qui ne permettront pas, à mon sens, d'apporter la stabilité et la clarté attendues par cette loi et nécessaires au système de compensation. Le projet de loi reste cependant en construction, nous pouvons espérer une amélioration des éléments mentionnés dans cette section d'ici la parution de la loi.

Ceci étant dit, même si le cadre institutionnel offrait toutes les conditions d'efficacité au système, la compensation se heurterait tout de même aux limites intrinsèques inhérentes à son principe et à son application soulignées précédemment. En effet, les travaux scientifiques analysant l'efficacité écologique des mécanismes de compensation, notamment des banques, dans des contextes institutionnels dans lesquels ces mécanismes sont institutionnalisés depuis des années (notamment aux Etats-Unis et en Australie), révèlent encore des défaillances et des limites à l'obtention de résultats écologiques satisfaisants (Burgin, 2008b, 2010 ; Gordon et al., 2015 ; Kihlslinger, 2008 ; Walker et al., 2009). Les mécanismes de compensation se répandent néanmoins de manière croissante à l'échelle internationale conquérant de nouveaux pays, notamment les pays du Sud dans lesquels les compensations ne sont pas encore



introduites dans les réglementations environnementales (Masden et al., 2011). En France, l'introduction des mécanismes de RAN dans le projet de loi relatif à la biodiversité et leur développement à venir posent question dans un contexte où le bilan officiel de la première expérimentation menée dans la Crau n'a pas encore été officiellement établi, et que les premiers résultats semblent mitigés. Sur le plan scientifique, en dépit des controverses qui l'entourent, la compensation continue d'être promue par de nombreux conservationnistes comme le « nouvel » outil prometteur de la conservation de la biodiversité (Hrabanski, 2015).

Ce constat m'a amené à analyser, dans la troisième partie de la thèse, les raisons de cet engouement politique et scientifique pour la compensation, ainsi que les dynamiques qui le supportent.

Dans l'analyse de l'origine et de la dynamique de la compensation écologique menée dans le **chapitre 5**, nous avons en effet mis en évidence le poids de la dimension politique et idéologique dans le développement de la compensation. Cette analyse nous a permis de souligner que la compensation écologique est affichée comme une innovation institutionnelle étant considérée comme un « *innovative market or market-like instrument for biodiversity and ecosystems services* » (Ecosystem Marketplace, 2013). Derrière la volonté de développer des stratégies gagnant-gagnant pour intéresser les acteurs économiques à la conservation, tout en cherchant à remplir les engagements internationaux pris en faveur de la conservation de la biodiversité, la compensation est (re)mobilisée dans les politiques comme un mécanisme d'incitation économique. Dans cette perspective, la compensation est supposée permettre « *to achieve better and more cost-effective conservation outcomes than traditional conservation policies* » (BBOP, 2012, p. 2). Le mécanisme de banques de compensation, souvent qualifiés de mécanismes de marché, joue un rôle central dans la diffusion de la compensation comme un outil d'incitation économique (Hrabanski, 2015).

Or, nous avons montré que la structure incitative de la compensation présentait des limites dans la pratique qui conduisaient à privilégier les intérêts privés au détriment de l'intérêt général. Le système de compensation, tel qu'il est mis en œuvre aujourd'hui, permet difficilement de compenser les pertes de biodiversité et sert, en fait, davantage les intérêts économiques que les objectifs écologiques. Cette conclusion est à mon sens le compromis ultime dans la mise en place de stratégies gagnant-gagnant motivées par la volonté de

développer des « *business solutions for a sustainable world*<sup>57</sup> ». Dans ce paysage, la compensation a alors une place de choix car : « *biodiversity offsetting represents a new market opportunity for companies and investors* ». En effet, la compensation représente aujourd'hui autant, si ce n'est plus, un système économique qu'un système de conservation. Avec une valeur mondiale en 2015 de 3-4 milliards de dollars, qui tend à doubler d'ici 2020, et avec un taux moyen de croissance annuelle de 10 %, le marché de la compensation représente aujourd'hui un secteur économique florissant (Ecosystem Marketplace, 2013). Ainsi, à force de recherche de consensus entre les intérêts économiques et les objectifs écologiques, les outils de conservation peuvent être détournés pour servir les intérêts économiques, représentant en fait de moins en moins de contraintes pour le développement économique.

Nous avons également souligné l'influence d'acteurs, provenant notamment du monde de la conservation, dans la promotion de cette vision de la conservation par le biais de la compensation. En effet, certaines organisations non-gouvernementales (ONG) environnementales ont eu un rôle important dans la diffusion de la compensation. Le Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP), mis en place en 2004 par l'ONG « Forest Trends », s'est montré particulièrement influent en ce sens (Hrabanski, 2015). Forest Trends, au travers du BBOP dans le domaine de la compensation, pousse par exemple à la mise en place de marchés de biodiversité et de stratégies gagnant-gagnant avec le privé pour assurer une gestion plus efficace de la biodiversité. A l'échelle de la France, ce sont des institutions comme la CDC Biodiversité qui ont joué le rôle de « promoteurs » de cette vision au travers de la compensation. Le rôle des scientifiques est également très important dans le soutien de cette « nouvelle » vision de la conservation de la biodiversité. Nous avons discuté dans le chapitre 5 du fait que la compensation semble alignée avec une nouvelle forme de pratique de la conservation appelée « New Conservation Science » (Doak, 2011). Ce mouvement préconise un changement quasi-radical dans la pratique de la conservation aussi bien au niveau des objectifs et des discours affichés, qu'au niveau des outils et des méthodes utilisés, prônant le recours aux mécanismes économiques et aux solutions gagnant-gagnant. Adossées

---

<sup>57</sup> Ce slogan se trouve en page d'accueil de l'organisation du World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) <http://www.wbcsd.org/home.aspx>. Cette organisation rassemble la majorité des grandes entreprises mondiales telles que Veolia, Syngenta, Canon, Apple, etc. avec pour objectif de mettre en place des solutions de « business » pour résoudre les problèmes environnementaux et sociaux. Dans leur plan d'actions à 2020, le développement des compensations, par le biais des banques principalement, apparaît comme une des solutions pour cela.

à ce mouvement, nous avons souligné l'importance des disciplines de la restauration écologique et de l'ingénierie écologique dans le domaine de la compensation. L'influence de cette discipline qui embrasse une vision plutôt « gestionnaire » et « ingénierique » de la conservation de la biodiversité.

Finalement, la mise en évidence du poids des politiques dans le développement de la compensation et de l'influence de certains acteurs partageant une vision très particulière de la pratique de la conservation de la biodiversité, révèle que la compensation écologique n'est pas un objet neutre. Ce constat me permet également de conclure sur une logique très « technocratique » diffusée par le mécanisme de la compensation. Dans cette logique, la « science » répond à un agenda politique, principalement défini par les politiques anglo-saxonnes, mais elle tient une place clé dans la recherche d'un progrès technique en écologie au travers du développement de la restauration et de l'ingénierie écologiques.

La diffusion de la compensation dans la gouvernance environnementale internationale a profité d'un contexte politique international très favorable. En 2010, les Parties étaient à la recherche de mécanismes innovants afin de mobiliser des fonds additionnels pour la conservation. Cela s'est traduit par le développement d'une logique visant à intéresser les acteurs économiques aux actions de conservation sur la base d'un intérêt financier. Dans cette perspective, lors des derniers Sommets de la Terre (Nagoya, 2010 et Rio+20, 2012), les gouvernements ont affiché leur intérêt envers les outils d'incitation économique, notamment les mécanismes de banques de compensation, pour assurer une « nouvelle ère de croissance économique durable » (Veyret, 2004). La logique de l'économie verte, considérée comme le nouvel avatar du modèle du développement durable, incarne cette volonté politique (Aubertin, 2012 ; Sullivan, 2011).

Ainsi, la remobilisation de la compensation dans les politiques près de quarante ans après sa première introduction dans la réglementation, est largement empreinte d'une certaine idéologie sur les voies possibles de la réconciliation entre économie et environnement. Ces voies empruntent le chemin d'un « développement durable » instauré dans les années 90 comme le modèle sociétal à suivre, réactualisé dans les années 2000 au travers d'une « économie verte ». Ainsi, à l'instar du développement durable et de l'économie verte, la compensation écologique n'a pas pour objectif de remettre en question le modèle économique

dominant, mais cherche des solutions pour dépasser les conflits sociaux tout en poursuivant le développement économique.

En somme, la compensation écologique ne propose pas une nouvelle façon de considérer la tension entre les intérêts économiques et les objectifs de conservation de la biodiversité, mais, dans la lignée du développement durable et de l'économie verte, elle vise plutôt l'instauration d'une approche consensuelle dans la résolution de ces enjeux contradictoires. L'étude de ce consensus a cependant révélé que celui-ci était plus rhétorique que réel. D'une part, nous avons montré qu'il était difficilement atteignable en raison des limites d'ordre conceptuel auxquelles se confronte le principe de la compensation. D'autre part, nous avons souligné que son application nécessitait en pratique des compromis qui se faisaient principalement au détriment de la biodiversité. En ce sens, nous avons finalement révélé que la compensation ne reflète pas, comme elle est mise en oeuvre actuellement, une réelle volonté politique à limiter l'érosion de la biodiversité, mais plutôt à poursuivre un modèle de développement économique dominant.

En cela, la compensation écologique est l'objet d'une importante controverse, comme l'a été le développement durable dans les années 90, et comme l'est aujourd'hui l'économie verte (Aubertin, 2012 ; Boisvert et Vivien, 2006). La société civile et une partie de la communauté scientifique n'adhèrent en effet pas à ce principe qui représente pour certains le « cheval de Troie » d'un modèle hégémonique dicté par des politiques néolibérales visant à achever une « néolibéralisation » de la conservation, considérée comme l'étape ultime de la fin des valeurs intrinsèques et non utilitaristes accordées à la nature (Boisvert, Méral et Froger, 2013 ; Moreno-Mateos et al., 2015 ; Robertson, 2004, 2000). Ainsi, au-delà des problèmes d'ordre théorique et pratique, la tension autour de la compensation dépasse son caractère scientifique pour prendre une dimension éthique. Cette dimension éthique engage des réflexions, autour de la compensation, sur les valeurs attribuées à la biodiversité et sur les choix de société quant à sa préservation. La compensation a ainsi le mérite de faire émerger toutes ces dimensions autour d'un même outil, et d'impliquer une grande variabilité d'acteurs dans des questionnements sur la tension entre « développement et conservation » qui apparaissent essentiels à engager dans le contexte de crise de la biodiversité que nous éprouvons. Ainsi, si la compensation ne propose pas un nouveau moyen de limiter l'érosion de la biodiversité, elle offre néanmoins une occasion de penser les conditions de possibilités et d'impossibilités de la protection de la nature aujourd'hui.

## **2. Apports et limites de la thèse**

L'analyse menée dans la partie théorique nous a permis de souligner l'importance d'adopter une approche interdisciplinaire dans l'étude d'un objet tel que la compensation écologique. En effet, les apports de l'écologie scientifique nous ont permis de révéler les limites intrinsèques de la compensation à réaliser son objectif écologique. Egalement, situer l'étude de la compensation dans les cadres définis par l'économie de l'environnement et l'économie écologique a permis de révéler l'implication pratique des visions alternatives proposées par ces cadres d'analyse. Ce travail m'a permis de confirmer que les outils de l'économie néo-institutionnelle sont particulièrement appropriés pour évaluer l'efficacité des mécanismes de compensation. Les travaux menés dans la partie empirique de la thèse nous ont permis de corroborer plus spécifiquement l'intérêt d'analyser les caractéristiques des transactions dans l'analyse de l'efficacité des modes d'organisation. Nous avons également souligné le rôle de l'environnement institutionnel dans l'efficacité de la compensation, et la nécessité de mener des études empiriques dans différents contextes institutionnels. Comme l'a souligné Douglass North (1990 ; 1994), j'ai également mis en évidence le rôle de la dimension politique et idéologique dans la mise en place et le maintien des institutions.

D'un point de vue pratique, les travaux de la thèse ont permis d'apporter des éléments sur les conditions d'efficacité des mécanismes de banque de compensation et des contrats agro-environnementaux en soulignant leurs avantages et leurs limites au regard des objectifs de la compensation. Dans le contexte d'un développement à venir de ces mécanismes, les apports de la thèse permettront d'alimenter les réflexions sur l'opportunité du développement de ces mécanismes au niveau européen et international. En ce sens, les perspectives institutionnelles discutées dans la thèse pourront aider les gouvernements et les acteurs impliqués dans le système à améliorer la pratique de la compensation.

Concernant les limites des travaux de la thèse, je n'ai pas considéré dans l'analyse des mécanismes de banques de compensation d'autres systèmes que celui des banques d'habitats à espèces. En effet, seul les banques d'habitats existent pour le moment dans le contexte institutionnel français, mais les particularités d'autres systèmes comme les banques d'espèces ou d'écosystèmes (par exemple de zones humides) auraient probablement conduit à d'autres résultats et conclusions notamment au regard des caractéristiques de la transaction. D'autre

part, je n'ai pas considéré les dimensions sociales dans l'analyse de l'efficacité des compensations. Cela provient du fait que les mesures compensatoires n'intègrent pas ces dimensions dans la pratique de la compensation. En effet, l'impact des mesures compensatoires en termes de bénéfices pour les populations, ou les coûts sociaux liées aux pertes de biodiversité résultant du projet d'aménagement, ne sont pas considérés dans la mise en œuvre des compensations. Cela constitue d'ailleurs à mon sens une limite du système de la compensation écologique qui ne considère pas les préférences sociales relatives à la demande de conservation de la biodiversité et aux valeurs qui lui sont attribuées. Des enquêtes sur les préférences des individus à ce sujet consituteraient un apport intéressant pour appuyer les réflexions sur les choix sociétaux. Enfin, la mobilisation principale des outils de l'économie néo-institutionnelle a permis d'aborder avec un angle d'analyse intéressant l'efficacité de la compensation, mais elle a cependant restreint cette analyse aux cadres qui lui sont propres. Ainsi, d'autres cadres d'analyse auraient pu être mobilisés apportant sûrement un autre regard sur ces questions.

# Annexes

## Chapitre 4

### Appendix 1: Main determinants of adoption of agri-environmental contracts in the literature

Determinants	Effect	Reference
<b><i>Farmer and farm socio-economic factors</i></b>		
Area	+	Allaire <i>et al.</i> , 2009; Falconer, 2000; Morris and Potter, 1995; Wilson, 1997
Age	-	Bonnieux <i>et al.</i> , 1998; Chabé-Ferret and Subervie, 2013; Ducos <i>et al.</i> , 2009; Morris and Potter, 1995; Ruto and Garrod, 2009; Vanslebrouck <i>et al.</i> , 2002; Wynn <i>et al.</i> , 2001
	+ (for measures with extensification)	(Drake, Bergström et Svedsäter, 1999)
Education	+	Allaire <i>et al.</i> , 2009; Chabé-Ferret and Subervie, 2013; Louis and Rousset, 2010; Wilson, 1997
<b><i>Contract characteristics</i></b>		
Short duration	+	Bougherara and Ducos, 2006; Christensen <i>et al.</i> , 2011; Louis and Rousset, 2010; Ruto and Garrod, 2009
Flexibility on plot selection by farmers	+	Bougherara and Ducos, 2006; Ruto and Garrod, 2009
Flexibility on technical prescriptions	+	Bougherara and Ducos, 2006; Christensen <i>et al.</i> , 2011; Kuhfuss <i>et al.</i> , 2014; Ruto and Garrod, 2009
<b><i>Payment level and costs</i></b>		
Payment superior to costs	+	Brotherton, 1991; Drake <i>et al.</i> , 1999
Low compliance and opportunity costs	+	Delvaux <i>et al.</i> , 1999; Louis and Rousset, 2010; Vanslebrouck <i>et al.</i> , 2002; Wynn <i>et al.</i> , 2001.
Transaction costs	-	Ducos and Dupraz, 2007; Falconer, 2000; Peerlings and Polman, 2009; Vatn, 2010
Asset specificity	-	Ducos and Dupraz, 2007; Rorstad <i>et al.</i> , 2007
Previous participation in similar schemes	+	Allaire <i>et al.</i> , 2009; Chabé-Ferret and Subervie, 2013; Louis and Rousset, 2010; Kuhfuss <i>et al.</i> , 2013
<b><i>Behavioral factors</i></b>		
Attitude towards the environment	+	Beedell and Rehman, 2000; Defrancesco <i>et al.</i> , 2007; Delvaux <i>et al.</i> , 1999; Ducos <i>et al.</i> , 2009; Morris and Potter, 1995; Mzoughi, 2011
Participation in environmental association and nature hobbies	+	Beedell and Rehman, 2000.

Determinants	Effect	Reference
Social norms	+	Fielding et al., 2005; Beedell and Rehman, 1999
Trust between contracting partners	+	Ducos and Dupraz, 2007; Ducos et al., 2009; Louis and Rousset, 2010; Peerlings and Polman, 2009
Risk aversion	+ (because AES bring a secured revenue)	Fraser, 2004, Karsenty, 2010
	- (uncertainty) regarding the future of AES)	Slangen, 1997, Sumpsi et al, 1998
Trust in the results of the programme	+	Gibbons et al., 2007, Karsenty et al., 2010

## Appendix 2: the questionnaire sent to farmers.

### Enquête sur les mesures MAERFF (mesures outardes) proposées aux agriculteurs suite au projet de contournement ferroviaire de Nîmes-Montpellier

Dans ce questionnaire, il vous est demandé de répondre aux questions selon votre situation ou votre opinion. Pour répondre aux questions, il vous suffit de cocher une ou plusieurs case(s) selon les questions. Nous vous prions de bien vouloir répondre à TOUTES les questions qui vous concernent. L'absence de réponse à certaines questions pose en effet des problèmes dans le traitement des données. Merci d'avance de votre contribution !

#### I. Renseignements concernant votre exploitation

<p>1. Quelle est la Surface Agricole Utile (SAU) de votre exploitation (incluant les parcelles non exploitées) ?</p> <p>SAU = _____ ha dont _____ ha de luzerne</p>	<p>2. Quel est le statut de votre exploitation ?</p> <p><input type="checkbox"/> Exploitant individuel</p> <p><input type="checkbox"/> GAEC</p> <p><input type="checkbox"/> Autres formes sociétaires</p>								
<p>3. Quelle est l'activité principale de l'exploitation ? (une seule réponse souhaitée)</p> <p><input type="checkbox"/> Grandes cultures    <input type="checkbox"/> Arboriculture</p> <p><input type="checkbox"/> Viticulture            <input type="checkbox"/> Elevage</p> <p><input type="checkbox"/> Maraîchage            <input type="checkbox"/> Production fourragère</p> <p><input type="checkbox"/> Autres, préciser : _____</p>	<p>4. Comment qualifieriez-vous le type d'agriculture que vous pratiquez sur votre exploitation ? (une seule réponse souhaitée)</p> <p><input type="checkbox"/> Agriculture conventionnelle</p> <p><input type="checkbox"/> Agriculture raisonnée</p> <p><input type="checkbox"/> Agriculture biologique</p>								
<p>5. En quelle année vous êtes-vous installé(e) sur votre exploitation ? : _____</p>	<p>6. Quel est le nombre de personnes qui travaillent sur l'exploitation (vous compris) ? _____</p>								
<p>7. Comment jugez-vous la rentabilité économique de votre exploitation ?</p> <table border="1" style="width: 100%; text-align: center;"> <tr> <td>Pas du tout rentable</td> <td>Peu rentable</td> <td>Assez rentable</td> <td>Très rentable</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> </table>	Pas du tout rentable	Peu rentable	Assez rentable	Très rentable	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<p>8. Avez-vous effectué d'importants changements dans votre système d'exploitation ces 5 dernières années ? (plusieurs réponses possibles)</p> <p><input type="checkbox"/> Pas de changement notable</p> <p><input type="checkbox"/> Développement d'une nouvelle activité</p> <p><input type="checkbox"/> Agrandissement</p> <p><input type="checkbox"/> En cours de cessation d'activité ou de transmission de l'exploitation</p> <p><input type="checkbox"/> Autre, préciser : _____</p>
Pas du tout rentable	Peu rentable	Assez rentable	Très rentable						
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>						



## II. Renseignements vous concernant

9. Vous êtes : <input type="checkbox"/> Une femme <input type="checkbox"/> Un homme	10. Quel âge avez-vous ? _____
11. Quel est votre niveau d'étude ? <input type="checkbox"/> Primaire (certificat d'études, BAA, CAPA) <input type="checkbox"/> Secondaire court (CAP, BEP, BEPC ; BEA, BEPA) <input type="checkbox"/> Secondaire long (Bac, BTA, BP) <input type="checkbox"/> Supérieur (BTS, DUT, Ingénieur, BTSA)	12. Etes-vous exploitant agricole à titre : <input type="checkbox"/> Principal <input type="checkbox"/> Secondaire
13. Etes-vous membre d'une organisation agricole type syndicat des éleveurs ou cave coopérative (hors syndicat FNSEA ou confédération paysanne) ?  <input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON	14. Faites-vous ou avez-vous fait partie d'une association environnementale ou participez-vous à des activités de nature (type randonnée, chasse, pêche, etc.) ?  <input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
15. Code postal du siège de l'exploitation : _____	16. Pensez-vous que quelqu'un reprendra votre exploitation après vous ?  <input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON

## III. Renseignements concernant les contrats MAERFF

17. Avez-vous été informé(e) de la possibilité de signer un contrat MAERFF ? <input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON  Si OUI, par qui ? (plusieurs réponses possibles) <input type="checkbox"/> Chambre d'agriculture <input type="checkbox"/> Autre(s) agriculteur(s) <input type="checkbox"/> Coopérative ou organisation agricole <input type="checkbox"/> Autre, préciser : _____	18. Avez-vous signé un contrat MAERFF ? <input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON  Si OUI, en quelle année ? : _____  19. Avez-vous l'intention de signer un nouveau contrat MAERFF ou MAEOC dans les prochaines années ? <table border="1"> <tr> <th>Pas du tout probable</th> <th>Peu probable</th> <th>Assez probable</th> <th>Très probable</th> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> </table>	Pas du tout probable	Peu probable	Assez probable	Très probable	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
Pas du tout probable	Peu probable	Assez probable	Très probable								
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>								
20. Comment évaluez-vous les montants proposés dans les contrats MAERFF par rapport aux coûts des actions prévues dans les cahiers des charges ? <table border="1"> <tr> <th>Très inférieurs</th> <th>Plutôt inférieurs</th> <th>Egaux</th> <th>Plutôt supérieurs</th> <th>Très supérieurs</th> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> </table>	Très inférieurs	Plutôt inférieurs	Egaux	Plutôt supérieurs	Très supérieurs	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	21. Avez-vous vendu des terres agricoles dans le cadre de la construction de la ligne LGV (incluant les expropriations) ?  <input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
Très inférieurs	Plutôt inférieurs	Egaux	Plutôt supérieurs	Très supérieurs							
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>							

22. Pouvez-vous indiquer si vous êtes en **accord** ou en **désaccord** avec les affirmations suivantes : (une seule réponse souhaitée par affirmation)

Affirmations	Niveau d'accord				
La diversité des mesures proposées dans les contrats MAERFF est un avantage	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
Les rémunérations proposées dans les contrats MAERFF sont intéressantes	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
Les règles et les exigences des contrats MAERFF sont faciles à comprendre	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>

Les mesures proposées dans les contrats MAERFF sont faciles à mettre en œuvre sur mon exploitation	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
Il y a beaucoup de contrôles de la mise en œuvre des mesures des contrats MAERFF	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
Les sanctions en cas de non respect des règles et des engagements des contrats MAERFF sont raisonnables	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
Il est facile de trouver de l'aide auprès des personnes en charge des contrats MAERFF en cas de problème	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
Il est possible de renégocier les engagements des contrats MAERFF en cas de difficultés rencontrées ou d'évolution de la situation de l'exploitation	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
Il est facile de se désengager des contrats MAERFF	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
Le fait que d'autres agriculteurs s'engagent également dans les contrats MAERFF est important pour moi	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>

23. Pouvez-vous indiquer si vous êtes en **accord** ou en **désaccord** avec les affirmations suivantes : (1 réponse/affirmation)

Affirmations	Niveau d'accord				
L'engagement dans les MAERFF nécessite pour vous d'investir dans du matériel spécifique ou d'en louer (machine ou matériel agricole, clôtures, etc.)	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
L'engagement dans les MAERFF nécessite beaucoup de temps pour les démarches administratives (dossier à remplir, signature contrat, etc.)	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
L'engagement dans les MAERFF nécessite de se former (suivre des formations, participer à des réunions)	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
La mise en œuvre des mesures des contrats MAERFF nécessite d'avoir recours à des personnes extérieures à l'exploitation (autres agriculteurs, prestataires de service)	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
Les mesures proposées dans les MAERFF s'intègrent bien dans mon système d'exploitation	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
Les mesures MAERFF représentent une opportunité de valoriser des parcelles non exploitées	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
Les mesures MAERFF représentent une opportunité de mettre en œuvre des actions que je faisais déjà ou que j'allais faire prochainement sur l'exploitation	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
Il est important que la chambre d'agriculture participe à l'animation des MAERFF	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
Les actions mises en œuvre dans le dispositif des MAERFF permettront de protéger les oiseaux menacés	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
La protection des populations d'oiseaux menacés est importante pour notre territoire	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>

Le statut foncier de mes parcelles est un obstacle à mon adhésion aux contrats MAERFF	Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
---	--	---	---	--	--

24. Pensez-vous que les institutions qui financent les contrats MAERFF (RFF et Oc'Via) honoreront leurs engagements ?

Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
--	---	---	--	--

25. Etes-vous en accord ou en désaccord avec les affirmations suivantes :

« J'ai confiance dans les institutions en charge du suivi et de la mise en œuvre des contrats MAERFF (le Conservatoire des Espaces Naturels (CEN), le Centre Ornithologique du Gard (COGARD) et la Chambre d'agriculture du Gard) »

Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
--	---	---	--	--

« J'ai confiance dans la gestion des politiques agro-environnementales par les pouvoirs publics (Services de l'Etat, Europe) »

Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
--	---	---	--	--

26. Pensez-vous qu'il est de votre responsabilité en tant qu'agriculteur d'agir pour la protection des oiseaux menacés ?

Pas du tout d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt pas d'accord <input type="checkbox"/>	Plutôt d'accord <input type="checkbox"/>	Tout à fait d'accord <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
--	---	---	--	--

27. Selon vous, quel est le principal acteur qui devrait se mobiliser pour agir en faveur des oiseaux menacés ? (une seule réponse souhaitée)

<input type="checkbox"/> Les acteurs publics (Etat, collectivités territoriales, etc.)	<input type="checkbox"/> Les agriculteurs
<input type="checkbox"/> Les acteurs privés (entreprises, aménageurs, etc.)	<input type="checkbox"/> Les citoyens
<input type="checkbox"/> Les associations environnementales	<input type="checkbox"/> Autres, préciser :

#### IV. Opinions sur les MAERFF

28. Quelle est votre opinion sur la <u>compensation par des actions agricoles</u> de dommages environnementaux occasionnés par la construction d'infrastructure ?	Opinion très négative <input type="checkbox"/>	Plutôt négative <input type="checkbox"/>	Plutôt positive <input type="checkbox"/>	Très positive <input type="checkbox"/>	Je ne sais pas <input type="checkbox"/>
---	---	---	---	---	--

29. Pouvez-vous indiquer l'opinion des personnes ou organisations suivantes sur les contrats MAERFF et l'influence de cette opinion sur votre décision de signer un contrat MAERFF :

Personnes / Organisations	Quelle est l' <b>OPINION</b> des personnes ou organisations suivantes <u>sur les contrats MAERFF</u> ?	Est-ce que cette opinion a eu une <b>INFLUENCE</b> sur votre <u>décision de signer</u> un contrat MAERFF ?
Chambre agriculture	<input type="checkbox"/> Positive <input type="checkbox"/> Sans opinion / Je ne sais pas <input type="checkbox"/> Négative	<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> Je ne sais pas <input type="checkbox"/> NON
Coopératives agricoles	<input type="checkbox"/> Positive <input type="checkbox"/> Sans opinion / Je ne sais pas <input type="checkbox"/> Négative	<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> Je ne sais pas <input type="checkbox"/> NON
Services de l'Etat locaux (DREAL, DDTM)	<input type="checkbox"/> Positive <input type="checkbox"/> Sans opinion / Je ne sais pas <input type="checkbox"/> Négative	<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> Je ne sais pas <input type="checkbox"/> NON
Associations environnementales	<input type="checkbox"/> Positive <input type="checkbox"/> Sans opinion / Je ne sais pas <input type="checkbox"/> Négative	<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> Je ne sais pas <input type="checkbox"/> NON
Elus locaux	<input type="checkbox"/> Positive <input type="checkbox"/> Sans opinion / Je ne sais pas <input type="checkbox"/> Négative	<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> Je ne sais pas <input type="checkbox"/> NON
Autres agriculteurs	<input type="checkbox"/> Positive <input type="checkbox"/> Sans opinion / Je ne sais pas <input type="checkbox"/> Négative	<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> Je ne sais pas <input type="checkbox"/> NON

## V. Participation à d'autres programmes agro-environnementaux

30. Avez-vous déjà contractualisé un CTE ou CAD par le passé?	31. Avez-vous été informé(e) de la possibilité de signer une MAEt Natura 2000 dans le cadre de votre dossier PAC ?
<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON	<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON

32. Etes-vous actuellement en contrat MAEt Natura 2000?

☐ OUI ☐ NON

33. Si NON, pourquoi avez-vous choisi de contractualiser une MAERFF plutôt qu'une MAEt Natura 2000 ?  
(plusieurs réponses possibles)

- ☐ Plus grande flexibilité des contrats (durée, contrôles, sanctions...)
- ☐ La chambre d'agriculture m'a conseillé de plutôt signer une MAERFF
- ☐ Je ne suis pas éligible pour la signature d'une MAEt Natura 2000
- ☐ Je n'ai pas constitué de dossier PAC et la signature d'une MAEt Natura 2000 aurait été trop compliquée
- ☐ Les mesures proposées dans le cadre des MAEt Natura 2000 ne convenaient pas à mon exploitation
- ☐ Je n'ai pas confiance dans les institutions qui financent et gèrent les contrats MAEt (Union européenne, Services de l'Etat)
- ☐ Autres. Préciser : \_\_\_\_\_

## VI. Renseignements sur votre/vos contrat(s) MAERFF

34. Quelle est la surface totale que vous avez engagée dans les contrats MAERFF ?  
\_\_\_\_\_ ha

35. Merci de cocher les mesures pour lesquelles vous vous êtes engagé(e) dans les contrats MAERFF :  
(plusieurs réponses possibles)

- |  |                          |
|--|--------------------------|
| 1- Création et entretien d'un couvert favorable à l'Outarde            | <input type="checkbox"/> |
| 2- Amélioration par sur-semis d'un couvert herbacé et entretien        | <input type="checkbox"/> |
| 3- Entretien d'un couvert herbacé avec retard de pâturage              | <input type="checkbox"/> |
| 4- Entretien d'un couvert herbacé avec retard de fauche                | <input type="checkbox"/> |
| 5- Réouverture d'une parcelle embroussaillée et girobroyage annuel     | <input type="checkbox"/> |
| 6- Gestion mécanique de friches herbacées                              | <input type="checkbox"/> |
| 8- Implantation d'enherbement inter-rang en vigne                      | <input type="checkbox"/> |
| 9- Maintien et entretien de l'enherbement inter-rang en vigne          | <input type="checkbox"/> |
| 10- Maintien des chaumes après récolte                                 | <input type="checkbox"/> |
| 11- Implantation d'une culture intermédiaire annuelle (comme le colza) | <input type="checkbox"/> |
| 12- Suppression de haie  | <input type="checkbox"/> |

36. Comment qualifieriez-vous l'importance du changement de vos pratiques suite à votre engagement dans les contrats MAERFF ? (une seule réponse souhaitée)

- ☐ Aucune modification  
☐ Faible  
☐ Moyenne  
☐ Forte

37. Pouvez-vous décrire succinctement les changements principaux de pratique ou de système d'exploitation que vous avez opérés suite à la signature des contrats MAERFF (en plus de ceux prévus dans le cahier des charges des MAERFF) ?

---



---

38. Quelle surface était cultivée en luzerne sur votre exploitation avant de signer la MAERFF :  
\_\_\_\_\_ ha

39. A quelle fréquence échangez-vous avec les personnes en charge du programme de contractualisation MAERFF ? (une seule réponse souhaitée)

- |   |   |  |
|---|---|--|
| <input type="checkbox"/> Plusieurs fois par mois  | <input type="checkbox"/> Quelques fois par an | <input type="checkbox"/> Moins d'une fois par an |
| <input type="checkbox"/> Plutôt une fois par mois | <input type="checkbox"/> Une fois par an      |  |

40. Etes-vous en accord ou en désaccord avec l'affirmation suivante :

« Je suis convaincu(e) que les actions que je mets en œuvre dans le cadre de mes engagements MAERFF sont favorables à la protection des oiseaux menacés »

- |                          |                          |                          |                          |                          |
|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Pas du tout<br>d'accord  | Plutôt pas<br>d'accord   | Plutôt<br>d'accord       | Tout à fait<br>d'accord  | Je ne sais<br>pas        |
| <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

41. Sur quels critères avez-vous sélectionné les parcelles que vous avez proposées pour les contrats MAERFF ?

(Cocher les 2 principaux critères de la liste suivante)

Critères de sélection	Choix des 2 critères principaux
Des parcelles qui me semblaient intéressantes d'un point de vue écologique	<input type="checkbox"/>
Des parcelles sur lesquelles il était facile pour moi de mettre en œuvre les pratiques	<input type="checkbox"/>
Des parcelles sur lesquelles je réalisais déjà les pratiques demandées dans le cahier des charges	<input type="checkbox"/>
Des parcelles peu productives	<input type="checkbox"/>
Des parcelles éloignées de mon exploitation	<input type="checkbox"/>

42. Si vous avez rencontré des difficultés pendant la durée de votre engagement, pouvez-vous préciser à quel niveau se trouvaient-elles ? (plusieurs réponses possibles)

- ☐ Pas de difficultés particulières  
☐ Difficultés techniques et/ou agronomiques pour le respect du cahier des charges des MAERFF  
☐ Difficultés dans l'organisation de l'activité agricole  
☐ Manque de temps pour réaliser les actions  
☐ Rentabilité insuffisante des parcelles engagées dans les MAERFF  
☐ Valorisation difficile des cultures introduites (luzerne, colza)  
☐ Autres.

Préciser : \_\_\_\_\_

43. Suite à ces difficultés avez-vous renégocié certains éléments du contrat ? ☐ OUI ☐ NON

44. Si OUI, sur quels éléments ont porté ces renégociations ? (plusieurs réponses possibles)

- ☐ Adaptation des actions de la mesure (par exemple modification des dates d'intervention)  
☐ Changement de mesures  
☐ Diminution des surfaces engagées  
☐ Abandon du contrat  
☐ Suspension temporaire du contrat  
☐ Autres. Préciser : \_\_\_\_\_

45. Que pensez-vous faire à la fin de votre contrat MAERFF ? (une seule réponse souhaitée)

- ☐ Signer un nouveau contrat pour les mêmes superficies  
☐ Signer un nouveau contrat pour une superficie plus importante  
☐ Signer un nouveau contrat pour une superficie moins importante  
☐ Ne pas signer de nouveau contrat

46. Que pensez-vous faire en ce qui concerne vos pratiques, si à l'avenir vous n'êtes plus en contrat MAERFF ? (une seule réponse souhaitée)

- ☐ Maintenir les pratiques prévues dans le contrat MAERFF  
☐ Adopter d'autres pratiques favorables à la protection des oiseaux menacés  
☐ Ne pas maintenir les pratiques prévues dans le contrat MAERFF  
☐ Autres : préciser

47. Pouvez-vous décrire succinctement les bénéfices que vous avez retirés de votre engagement dans les MAERFF ?

48. Merci de nous indiquer vos éventuelles remarques ou propositions d'amélioration du dispositif de contrats MAERFF :

\_\_\_\_\_

## Chapitre 5

### Supplementary material 1 : The lexical query run in the WoS database.

TS=((endangered spec\* OR biodiversity OR wetland\* OR ecosystem\* OR river\* OR forest\* OR ecological\* OR biological diversity OR grassland\* OR landscape OR restoration OR habitat OR environmental mitigation banking) AND (( (mitigation\* OR conservat\* OR biodiversity) NEAR/2 bank\*) OR “natural resource damage assessment\*” OR (Compensatory Restoration AND natural resource) OR habitat\* bank\* OR biodiversity credit\* OR wetland credit\* OR wetland banking OR development offset scheme\* OR BBOP OR (wetland NEAR/1 mitigation) OR compensatory mitigation\* OR biodiversity compensation\* OR habitat compensation OR habitat equivalency analys\* OR resource equivalency analys\* OR transferable mitigation) OR ((compensat\* OR bank\* OR habitat\* OR biodiversity OR mitigation\* OR conservation) NEAR/3 offset\*) OR ((mitigation OR compensat\*) NEAR/2 market\*) OR ((compensat\* OR offset\* OR mitigat\*) AND (no net loss OR section 404)) OR (compensatory measure\* NEAR/4 compensation)) NOT (CO2 mitigation\* OR (erosion NEAR/1 soil) OR climate mitigation\* OR GHG emission\* OR ecological compensation area\* OR ecological compensation depth\* OR river bank\* OR seed\* bank\* OR spore bank\* OR egg bank\* OR saba bank\* OR bank vole\* OR carbon OR gas mitigat\* OR tissue bank\* OR cryopreserv\* OR bite force OR DNA bank\* OR gene bank\* OR Soil acidification Ecological compensation OR Banksia OR stormwater OR Doppler radar OR digital OR psychotherapy\* OR alcohol OR wireless OR amphidromy OR (erosion NEAR/2 soil) OR ((sediment\* OR soil\* OR nitrogen\* OR no net loss) NEAR/2 budget\*) OR Brood size OR runoff\* OR Banks peninsula OR Czech voucher scheme OR no net loss of productivity OR bank cormorant\* OR ((nitrogen OR water quality) NEAR/2 mitigat\*) OR cmos OR inflation bias OR beetle bank OR Social Corporate Responsibility OR ditch bank\* OR salinity mitigation) ) NOT SU=( PUBLIC ENVIRONMENTAL OCCUPATIONAL HEALTH OR RADIOLOGY NUCLEAR MEDICINE MEDICAL IMAGING OR AUTOMATION CONTROL SYSTEMS OR ROBOTICS OR SPECTROSCOPY OR VETERINARY SCIENCES OR NUCLEAR SCIENCE TECHNOLOGY OR ARCHITECTURE OR BIOTECHNOLOGY APPLIED MICROBIOLOGY OR AUDIOLOGY SPEECH LANGUAGE PATHOLOGY OR CARDIOVASCULAR SYSTEM CARDIOLOGY OR GENETICS HEREDITY OR CELL BIOLOGY OR MATERIALS SCIENCE OR CONSTRUCTION BUILDING TECHNOLOGY OR PHYSICS OR FOOD SCIENCE TECHNOLOGY OR ACOUSTICS OR GENERAL INTERNAL MEDICINE OR ASTRONOMY ASTROPHYSICS OR ELECTROCHEMISTRY OR IMMUNOLOGY OR CHEMISTRY OR LINGUISTICS OR METALLURGY METALLURGICAL ENGINEERING OR ORTHOPEDICS OR MICROSCOPY OR TELECOMMUNICATIONS OR PALEONTOLOGY OR MINERALOGY OR NEUROSCIENCES NEUROLOGY OR PHYSIOLOGY OR PARASITOLOGY OR OPTICS OR SPORT SCIENCES OR PATHOLOGY OR TOXICOLOGY OR PSYCHIATRY OR BIOPHYSICS OR RESEARCH EXPERIMENTAL MEDICINE OR CRYSTALLOGRAPHY OR RESPIRATORY SYSTEM OR BIOCHEMISTRY MOLECULAR BIOLOGY OR GEOCHEMISTRY GEOPHYSICS OR TRANSPLANTATION OR OPHTHALMOLOGY)

**Supplementary material 2 : The top most-frequently cited references in the BO corpus.**

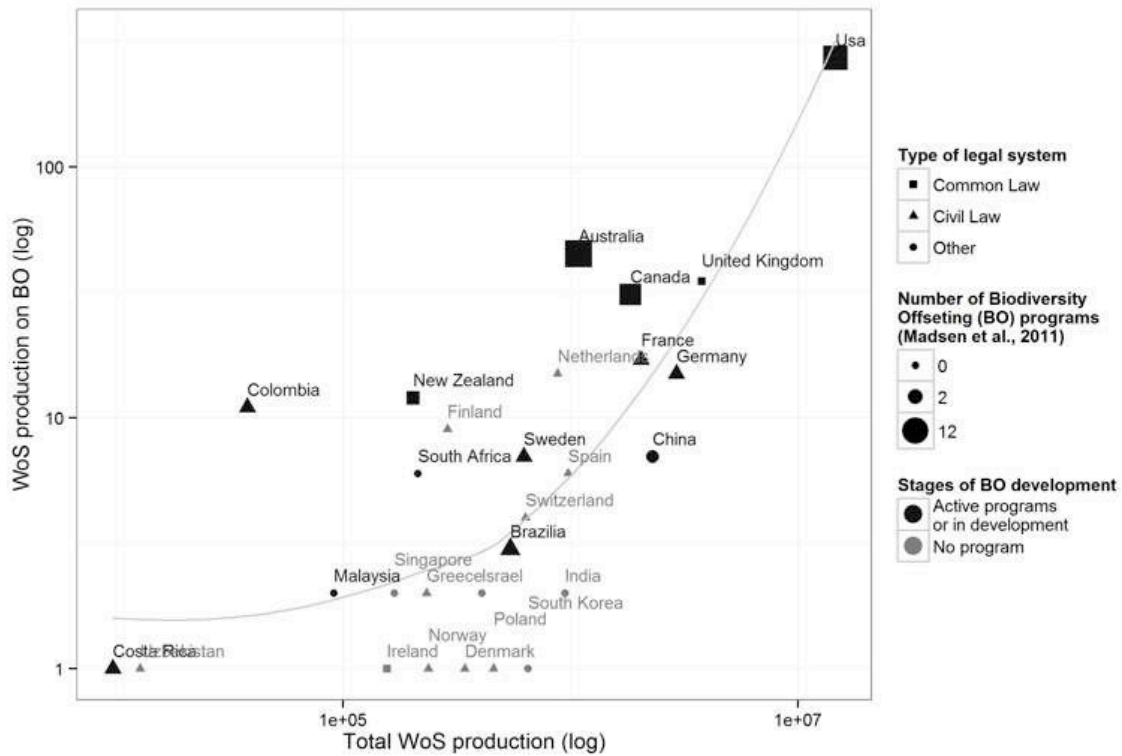
<b>Times cited in the BO corpus</b>	<b>First author</b>	<b>Publication year</b>	<b>Title</b>	<b>Literature type</b>	<b>Dominant country in authorship</b>
61	National Research Council	2001	Compensating for wetland losses under Clean Water Act	Grey literature	USA
48	Zedler, J.	1996	Ecological issues in wetland mitigation: An introduction to the forum	Academic	USA
45	Race, M.	1996	Fixing compensatory mitigation: What will it take?	Academic	USA
44	Ten Kate, K.	2004	Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case	Grey literature	UK
42	Mitsch, W.	1996	Improving the success of wetland creation and restoration with know-how, time, and self-design	Academic	USA
41	Gibbons, P.	2007	Offsets for land clearing: no net loss or the tail wagging the dog?	Academic	Australia
35	Zedler, J.	1999	Tracking wetland restoration: Do mitigation sites follow desired trajectories?	Academic	USA
35	McKenney, B.	2010	Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks	Academic	USA
35	Kentula, M.	1992	Trends and patterns in section 404 permitting requiring compensatory mitigation in Oregon and Washington, USA	Academic	USA
33	Millenium Ecosystem Assessment	2005	Ecosystems and human well-being	Grey literature	USA
32	Brinson, M.	1993	A hydrogeomorphic classification for Wetlands	Grey literature	USA
32	Salzman, J.	2000	Currencies and the commodification of environmental law	Academic	USA



**Supplementary material 3 :** The top most-frequently cited articles of the BO corpus in the whole WoS database.

<b>Times cited in the WoS</b>	<b>First author</b>	<b>Publication Year</b>	<b>Title</b>	<b>Dominant country in authorship</b>
648	Bernhardt, E.	2005	Ecology Synthesizing US river restoration efforts	USA
217	Zedler, J.	1999	Tracking wetland restoration: Do mitigation sites follow desired trajectories?	USA
209	Mitsch, W.	1996	Improving the success of wetland creation and restoration with know-how, time, and self-design	USA
204	Mitsch, W.	2000	The value of wetlands: importance of scale and landscape setting	USA
173	Brinson, M.	1996	The role of reference wetlands in functional assessment and mitigation	USA
162	Mitsch, W.	1998	Creating and restoring wetlands A whole-ecosystem experiment in self-design	USA
154	Robertson, M.	2004	The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance	USA
125	Simenstad, C.	1996	Functional equivalency trajectories of the restored Gog-Le-Hi-Te estuarine wetland	USA
110	Robertson, M.	2006	The nature that capital can see: science, state, and market in the commodification of ecosystem services	USA
108	Salzman, J.	2000	Currencies and the commodification of environmental law	USA
103	Palmer, M.	2009	Restoration of ecosystem services for environmental markets	USA
73	Race, M.	1996	Fixing compensatory mitigation: What will it take?	USA

**Supplementary material 4 :** Detailed country-level comparison of the number of BO articles and overall scientific output recorded in the WoS database from 1984 to 2014, associated with the political development of BO programmes.



# Références bibliographiques

---

## Introduction générale

Aubertin, C., Vivien, F., 2006. Le développement durable: enjeux politiques, économiques et sociaux. La Documentation Française et IRD, Paris.

Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., Mersey, B., Ferrer, E. a, 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471, 51–7. doi:10.1038/nature09678

Bekessy, S. a., Wintle, B. a., Lindenmayer, D.B., Mccarthy, M. a., Colyvan, M., Burgman, M. a., Possingham, H.P., 2010. The biodiversity bank cannot be a lending bank. *Conserv. Lett.* 3, 151–158. doi:10.1111/j.1755-263X.2010.00110.x

Benabou, S., 2014. Making up for lost nature? A critical review of the international development of voluntary offsets. *Environ. Soc. Adv. Res.* 5, 103–123.

Bendor, T., 2009. A dynamic analysis of the wetland mitigation process and its effects on net loss policy. *Landsc. Urban Plan.* 89, 17–27. doi:10.1016/j.landurbplan.2008.09.003

Bidaud, C., Hrabanski, M., Meral, P., 2015. Voluntary biodiversity offset strategies in Madagascar. *Ecosyst. Serv.* 1–9. doi:10.1016/j.ecoser.2015.02.011

Boisvert, V., Méral, P., Froger, G., 2013. Market-Based Instruments for Ecosystem Services: Institutional Innovation or Renovation? *Soc. Nat. Resour.* 26, 1122–1136.

Boisvert, V., Vivien, F., 2006. Le développement durable : une histoire de controverses économiques, in: Aubertin, C., Vivien, F. (Eds.), *Le Développement Durable : Enjeux Politiques, économiques et Sociaux*. La Documentation Française et IRD, Paris, pp. 15–48.

Bonneuil, C., 2015. Tell me where you come from, I will tell you who you are: A genealogy of biodiversity offsetting mechanisms in historical context. *Biol. Conserv.* doi:10.1016/j.biocon.2015.09.022

Bontems, P., Rotillon, G., 2003. *L'économie de l'environnement*. Editions La Découverte, Paris.

Bontems, P., Rotillon, G., 2007. *L'économie de l'environnement*, 2e ed. Editions La Découverte, Paris.

Brownlie, S., King, N., Treweek, J., 2013. Biodiversity tradeoffs and offsets in impact assessment and decision making: can we stop the loss? *Impact Assess. Proj. Apprais.* 31, 24–33. doi:10.1007/s13398-014-0173-7.2

Brunel, S., 2010. *Le développement durable*. Presses Universitaires de France.

Bull, J.W., Gordon, a., Law, E. a., Suttle, K.B., Milner-Gulland, E.J., 2014. Importance of Baseline Specification in Evaluating Conservation Interventions and Achieving No Net Loss of Biodiversity. *Conserv. Biol.* 28, 799–809. doi:10.1111/cobi.12243

Bull, J.W., Suttle, K.B., Gordon, A., Singh, N.J., Milner-Gulland, E.J., 2013. Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx* 47, 369–380. doi:10.1017/S003060531200172X

Burgin, S., 2008. BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. *Biodivers. Conserv.* 17, 807–816. doi:10.1007/s10531-008-9319-2

Burgin, S., 2010. “Mitigation banks” for wetland conservation: a major success or an unmitigated disaster? *Wetl. Ecol. Manag.* 18, 49–55. doi:10.1007/s11273-009-9147-5

Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E. a, Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M. a, McRae, L., Minasyan, A., Hernández Morcillo, M., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T.D., Vié, J.-C., Watson, R., 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* (80-. ). 328, 1164–8. doi:10.1126/science.1187512

Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D. a, Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67. doi:10.1038/nature11148

Carroll, N., Fox, J., Bayon, R., 2008. *Conservation & Biodiversity Banking: A guide to setting up and running biodiversity credit trading systems*. Earthscan, London, UK.

Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Díaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–242. doi:10.1038/35012241

Charvolin, F., 2003. *L'invention de l'environnement en France*. La Découverte, Paris.

- Coggan, A., Buitelaar, E., Whitten, S., Bennett, J., 2013. Factors that influence transaction costs in development offsets: Who bears what and why? *Ecol. Econ.* 88, 222–231. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.12.007
- Coggan, A., Whitten, S.M., Bennett, J., 2010. Influences of transaction costs in environmental policy. *Ecol. Econ.* 69, 1777–1784. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.04.015
- Colyvan, M., Justus, J., Regan, H.M., 2011. The conservation game. *Biol. Conserv.* 144, 1246–1253. doi:10.1016/j.biocon.2010.10.028
- Costanza, R., Daly, H.E., 1987. TOWARD AN ECOLOGICAL ECONOMICS. *Ecol. Modell.* 38, 1–7.
- Crutzen, P.J., Stoermer, E.F., 2000. The “Anthropocene.” *Glob. Chang. Newsl.* 41.
- Curran, M., Hellweg, S., Beck, J., 2014. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecol. Appl.* 24, 617–632.
- Daly, H.E., 1990. Sustainable Development: From Concept and Theory to Operational Principles. *Popul. Dev. Rev.* 16, 25–43.
- Dauguet, B., 2015. Biodiversity offsetting as a commodification process: A French case study as a concrete example. *Biol. Conserv.* doi:10.1016/j.biocon.2015.08.015
- Davis, L. et North, D., 1970. « Institutional Change and American Economic Growth: A First Step Towards a Theory of Institutional Innovation », *The Journal of Economic History*, 30, 131–149. doi:10.1017/S0022050700078633
- De Groot, R.S., van der Perk, J., Chiesura, A., Marguliew, S., 2000. Ecological functions and socio-economic values of critical natural capital as a measure for ecological integrity and environmental health, in: Crabbe, P., Holland, A., Ryszkowski, L., Westra, L. (Eds.), *Implementing Ecological Integrity: Restoring Regional and Global Environmental and Human Health*. NATO-Science Series, IV. Earth and Environmental Sciences. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, pp. 191–214.
- Devictor, V., 2015. *Nature en crise. Penser la biodiversité*. Editions du Seuil, Paris.
- Diemer, A., 2012. Développement durable plutôt qu’écodéveloppement : le nouveau gadget idéologique de l’occident ?, in: *Les Représentations Nord Sud Du Développement Durable*. p. 24.
- DIREN PACA, 2008. *Les mesures compensatoires pour la biodiversité : la stratégie de la DIREN PACA*.
- European Commission, 2011. *Our Life Insurance, Our Natural Capital: An EU Biodiversity Strategy to 2020*. Brussels, Belgium.

- Froger, G., Ménard, S., Méral, P., 2014. Towards a comparative and critical analysis of biodiversity banks. *Ecosyst. Serv.* 1–10. doi:10.1016/j.ecoser.2014.11.018
- Gardner, R.C., 2011. *Lawyers, Swamps, and Money: U.S. wetland law, policy, and politics*, Washington. ed.
- Gardner, T. a, VON Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J.M.M., Pilgrim, J.D., Savy, C.E., Stephens, R.T.T., Treweek, J., Ussher, G.T., Ward, G., Ten Kate, K., 2013. Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. *Conserv. Biol.* 27, 1254–64. doi:10.1111/cobi.12118
- Gibbons, P., Lindenmayer, D.B., 2007. Offsets for land clearing: No net loss or the tail wagging the dog? *Ecol. Manag. Restor.* 8, 26–31. doi:10.1111/j.1442-8903.2007.00328.x
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecol. Econ.* 69, 1209–1218. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.11.007
- Gonçalves, B., Marques, A., Soares, A.M.V.D.M., Pereira, H.M., 2015. Biodiversity offsets: from current challenges to harmonized metrics. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 61–67. doi:10.1016/j.cosust.2015.03.008
- Gordon, A., Bull, J.W., Wilcox, C., Maron, M., 2015. Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. *J. Appl. Ecol.* n/a–n/a. doi:10.1111/1365-2664.12398
- Gustafsson, B., 1998. Scope and limits of the market mechanism in environmental management. *Ecol. Econ.* 24, 259–274. doi:10.1016/S0921-8009(97)00147-X
- Hough, P., Robertson, M., 2009. Mitigation under Section 404 of the Clean Water Act: where it comes from, what it means. *Wetl. Ecol. Manag.* 17, 15–33. doi:10.1007/s11273-008-9093-7
- Hrabanski, M., 2015. The biodiversity offsets as market-based instruments in global governance: Origins, success and controversies. *Ecosyst. Serv.* 1–9. doi:10.1016/j.ecoser.2014.12.010
- Jacob, C., Quétier, F., Aronson, J., Pioch, S., Levrel, H., 2014. Vers une politique française de compensation des impacts sur la biodiversité plus efficace : défis et perspectives. *Vertigo* 14.
- Jaunatre, R., Buisson, E., Dutoit, T., 2014. Can ecological engineering restore Mediterranean rangeland after intensive cultivation? A large-scale experiment in southern France. *Ecol. Eng.* 64, 202–212. doi:10.1016/j.ecoleng.2013.12.022
- Lapeyre, R., Froger, G., Hrabanski, M., 2015. Biodiversity offsets as market-based instruments for ecosystem services? From discourses to practices. *Ecosyst. Serv.* 1–9. doi:10.1016/j.ecoser.2014.10.010

Lapeyre, R., Pirard, R., 2013. Payments for environmental services and market-based instruments: next of kin or false friends? (No. 14/13), Biodiversity.

Lucas, M., 2012. Étude Juridique De La Compensation Écologique. Thèse de doctorat en droit public. Université de Strasbourg.

Maron, M., Dunn, P.K., McAlpine, C. a., Apan, A., 2010. Can offsets really compensate for habitat removal? The case of the endangered red-tailed black-cockatoo. *J. Appl. Ecol.* 47, 348–355. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01787.x

Maron, M., Hobbs, R.J., Moilanen, A., Matthews, J.W., Christie, K., Gardner, T. a., Keith, D. a., Lindenmayer, D.B., McAlpine, C. a., 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biol. Conserv.* 155, 141–148. doi:10.1016/j.biocon.2012.06.003

Maron, M., Bull, J.W., Evans, M.C., Gordon, A., 2015. Locking in loss: baselines of decline in biodiversity offset policies. *Biol. Cons.*

Masden, B., Carroll, N., Kandy, D., Bennett, G., 2011. Update: State of Biodiversity Markets: Offset and Compensation Programs Worldwide.

MEA [Millennium Ecosystem Assessment], 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Washington, DC: World Resources Institute.

Ménard, C. 2012. L'économie des organisations. Paris: La Découverte, 128 p.

Ménard, C., 1995. « Markets as institutions versus organizations as markets? Disentangling some fundamental concepts », *Journal of Economic Behavior & Organization*, 28, 161–182. doi:10.1016/0167-2681(95)00030-5

McCarthy, D.P., Donald, P.F., Scharlemann, J.P.W., Buchanan, G.M., Balmford, A., Green, J.M.H., Bennun, L. a, Burgess, N.D., Fishpool, L.D.C., Garnett, S.T., Leonard, D.L., Maloney, R.F., Morling, P., Schaefer, H.M., Symes, A., Wiedenfeld, D. a, Butchart, S.H.M., 2012. Financial Costs of Meeting Global Biodiversity Conservation Targets: Current Spending and Unmet Needs 195, 946–950. doi:10.1126/science.1229803

McKenney, B.A., Kiesecker, J.M., 2010. Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. *Environ. Manage.* 45, 165–176. doi:DOI 10.1007/s00267-009-9396-3

McShane, T.O., Hirsch, P.D., Trung, T.C., Songorwa, A.N., Kinzig, A., Monteferri, B., Mutekanga, D., Thang, H. Van, Dammert, J.L., Pulgar-Vidal, M., Welch-Devine, M., Peter Brosius, J., Coppolillo, P., O'Connor, S., 2011. Hard choices: Making trade-offs between biodiversity conservation and human well-being. *Biol. Conserv.* 144, 966–972. doi:10.1016/j.biocon.2010.04.038

MEDDE, 2012. Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel. Paris, France.

MEDDE-SNB, 2011. Stratégie Nationale pour la Biodiversité 2011-2020.

Moreno-Mateos, D., Maris, V., Béchet, A., Curran, M., 2015. The true loss caused by biodiversity offsets. *Biol. Conserv.* doi:10.1016/j.biocon.2015.08.016

Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comín, F. a, Yockteng, R., 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biol.* 10, e1001247. doi:10.1371/journal.pbio.1001247

Neumayer, E., 2003. Weak versus Strong Sustainability: exploring the limits of two opposing paradigms, 2nd ed. Edward Elgar Publishing Limited.

North, D.C. (1990). *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*. Cambridge University Press.

Palmer, M.A., Filoso, S., 2009. Restoration of Ecosystem Services for Environmental Markets. *Science* (80-. ). 325, 575–576. doi:10.1126/science.1172976

Quétier, F., Regnery, B., Levrel, H., 2014. No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy. *Environ. Sci. Policy* 38, 120–131. doi:10.1016/j.envsci.2013.11.009

Race, M.S., 1985. Critique of present wetlands mitigation policies in the united states based on an analysis of past restoration projects in San Francisco Bay. *Environ. Manage.* 9, 71–81. doi:10.1007/BF01871446

Race, M.S., Fonseca, M.S., 1996. Fixing compensatory mitigation: What will it take? *Ecol. Appl.* 6, 94–101.

Regnery, B., Couvet, D., Kerbiriou, C., 2013a. Offset measures and development projects : the conservation of protected species under the EU Birds and Habitats Directives. *Biol. Conserv.*

Regnery, B., Quétier, F., Cozannet, N., Gaucherand, S., Laroche, A., Burylo, M., Couvet, D., 2013b. Mesures compensatoires pour la biodiversité : comment améliorer les dossiers environnementaux et la gouvernance. *Sci. Eaux Territ. Hors-Série*, 1–8.

Rey Benayas, J.M., Newton, A.C., Diaz, A., Bullock, J.M., 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325, 1121–1124. doi:10.1126/science.1172460

Robertson, M., 2004. The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum* 35, 361–373. doi:10.1016/j.geoforum.2003.06.002



Robertson, M., 2006. The nature that capital can see: science, state, and market in the commodification of ecosystem services. *Environ. Plan. D Soc. Sp.* 24, 367–387. doi:10.1068/d3304

Robertson, M., Hayden, N., 2008. Evaluation of a market in wetland credits: entrepreneurial wetland banking in Chicago. *Conserv. Biol.* 22, 636–646. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.00963.x

Robertson, M.M., 2000. No Net Loss: Wetland Restoration and the Incomplete Capitalization of Nature. *Antipode* 32, 463–493. doi:10.1111/1467-8330.00146

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Wit, C.A. De, Hughes, T., Leeuw, S. Van Der, Rodhe, H., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J., 2009. Planetary Boundaries : Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecol. Soc.* 14(2).

Salles, J.-M., Thoyer, S., 2011. Les instruments économiques dans les politiques de conservation : fiscalité, contrats, paiements pour services écosystémiques.

Saussier, S., Yvrande-Billon, A. (2007). *Economie des coûts de transaction*. Paris: La Découverte, 128 p.

Scemama, P., 2014. Analyse néo-institutionnelle de l'investissement dans la biodiversité : choix organisationnels et leurs conséquences sur la restauration des écosystèmes aquatiques.

Scemama, P., Levrel, H., 2014. L'émergence du marché de la compensation aux États-Unis : changements institutionnels et impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions. *Rev. Econ. Polit.* 123, 1–32.

Spash, C.L., 2015. Bulldozing biodiversity: The economics of offsets and trading-in Nature. *Biol. Conserv.* doi:10.1016/j.biocon.2015.07.037

Spash, C.L., 2015. Bulldozing biodiversity : The economics of offsets and trading-in Nature.

Steffen, W., Grinevald, J., Crutzen, P., McNeill, J., 2011a. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philos. Trans. A. Math. Phys. Eng. Sci.* 369, 842–867. doi:10.1098/rsta.2010.0327

Steffen, W., Persson, Å., Deutsch, L., Zalasiewicz, J., Williams, M., Richardson, K., Crumley, C., Crutzen, P., Folke, C., Gordon, L., Molina, M., Ramanathan, V., Rockström, J., Scheffer, M., Schellnhuber, H.J., Svedin, U., 2011b. The Anthropocene: From Global Change to Planetary Stewardship. *Ambio* 40, 739–761. doi:10.1007/s13280-011-0185-x

Stern, D.I., 2004. The Rise and Fall of the Environmental Kuznets Curve. *World Dev.* 32, 1419–1439. doi:10.1016/j.worlddev.2004.03.004

- Sullivan, S., Hannis, M., 2015. Nets and frames, losses and gains: Value struggles in engagements with biodiversity offsetting policy in England. *Ecosyst. Serv.* 1–12. doi:10.1016/j.ecoser.2015.01.009
- Sullivan, S., Jim, I., 2008. Problematizing Neoliberal Biodiversity Conservation : Displaced and Disobedient Knowledge. pp. 1–25.
- Tordjman, H., Boisvert, V., 2012. L'idéologie marchande au service de la biodiversité ? La Découverte. *Mouvements* 70, 31–42. doi:10.3917/mouv.070.0031
- USACE, EPA, 2008. Compensatory mitigation for losses of aquatic resources, The Final Rule, in: Federal Register, 73 Fed. Reg. 70, P. 19593–19705. p. 242.
- Vaissière, A.-C., 2014. Le recours au principe de compensation écologique dans les politiques publiques en faveur de la biodiversité : enjeux organisationnels et institutionnels. Cas des écosystèmes aquatiques marins. Bretagne Occidentale.
- Vaissière, A.-C., Levrel, H., 2015. Biodiversity offset markets: What are they really? An empirical approach to wetland mitigation banking. *Ecol. Econ.* 110, 81–88. doi:10.1016/j.ecolecon.2015.01.002
- Van Teeffelen, A.J.A., Opdam, P., Wätzold, F., Johst, K., Drechsler, M., Vos, C.C., Wissel, S., Quétier, F., 2014. Ecological and economic conditions and associated institutional challenges for conservation banking in dynamic landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 130, 64–72.
- Vatn, A., 2014. Markets in environmental governance — From theory to practice. *Ecol. Econ.* 105, 97–105. doi:10.1016/j.ecolecon.2014.05.005
- Veyret, Y., 2004. Environnement et développement durable.
- Walker, S., Brower, A.L., Stephens, R.T.T., Lee, W.G., 2009. Why bartering biodiversity fails. *Conserv. Lett.* 2, 149–157. doi:10.1111/j.1755-263X.2009.00061.x
- White, W., 2008. The Advantages and Opportunities, in: Carroll, N., Fox, J., Bayon, R. (Eds.), *Conservation & Biodiversity Banking: A Guide to Setting up and Running Biodiversity Credit Trading Systems*. Earthscan, London, UK, pp. 33–43.
- Williamson, O.E. 1985. *The economic institutions of capitalism: firms, markets, relational contracting*. New York: The Free Press Macmillan.
- Williamson, O.E. 1991. Comparative economic organization. The analysis of discrete structural alternative. *Administrative Science Quarterly*, 36(2) : 269–296
- Williamson, O.E. 2005. “The Economics of Governance.” *American Economic Review* 95 (2): 1–18.
- Yew-Kwang, N., 1979. *Welfare Economics*. The Macmillan Press LTD, London.

Zedler, J.B., 1996. Ecological Issues in Wetland Mitigation: An Introduction to the Forum. *Ecol. Appl.* 6, 33–37.

## Chapitre 1

1. Ribaud, M.; Hansen, L.; Hellerstein, D.; Greene, C. *The Use of Markets To Increase Private Investment in Environmental Stewardship*; US Department of Agriculture, Economic Research Service: Washington, DC, USA, **2008**.
2. Boisvert, V.; Méral, P.; Froger, G. Market-Based Instruments for Ecosystem Services: Institutional Innovation or Renovation? *Soc. Nat. Resour.* **2013**, 26, 1122–1136.
3. Quétier, F.; Regnery, B.; Levrel, H. No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy. *Environ. Sci. Policy* **2014**, 38, 120–131.
4. McKenney, B.A.; Kiesecker, J.M. Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. *Environ. Manag.* **2010**, 45, 165–176.
5. McGillivray, D. Compensating Biodiversity Loss: The EU Commission’s Approach to Compensation under Article 6 of the Habitats Directive. *J. Environ. Law* **2012**, doi:10.1093/jel/eqs007.
6. Gardner, T.A.; von Hase, A.; Brownlie, S.; Ekstrom, J.M.M.; Pilgrim, J.D.; Savy, C.E.; Stephens, R.T.T.; Treweek, J.; Ussher, G.T.; Ward, G.; *et al.* Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. *Conserv. Biol.* **2013**, 27, 1254–1264.
7. Froger, G.; Ménard, S.; Méral, P. Towards a comparative and critical analysis of biodiversity banks. *Ecosyst. Serv.* **2014**, doi:10.1016/j.ecoser.2014.11.018.
8. Masden, B.; Carroll, N.; Kandy, D.; Bennett, G. *2011 Update: State of Biodiversity Markets: Offset and Compensation Programs Worldwide*; Ecosystem Marketplace: Washington, DC, USA, **2011**.
9. Hrabanski, M. The biodiversity offsets as market-based instruments in global governance: Origins, success and controversies. *Ecosyst. Serv.* **2015**, doi:10.1016/j.ecoser.2014.12.010.
10. Pirard, R. Market-based instruments for biodiversity and ecosystem services: A lexicon. *Environ. Sci. Policy* **2012**, 19–20, 59–68.
11. Vatn, A. Markets in environmental governance—From theory to practice. *Ecol. Econ.* **2014**, 105, 97–105.
12. Muradian, R.; Arsel, M.; Pellegrini, L.; Adaman, F.; Aguilar, B.; Agarwal, B.; Corbera, E.; Ezzine de Blas, D.; Farley, J.; Froger, G.; *et al.* Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conserv. Lett.* **2013**, 6, 274–279.

13. Robertson, M. The neoliberalization of ecosystem services: Wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum* **2004**, *35*, 361–373.
14. Bull, J.W.; Suttle, K.B.; Gordon, A.; Singh, N.J.; Milner-Gulland, E.J. Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx* **2013**, *47*, 369–380.
15. Gonçalves, B.; Marques, A.; Soares, A.M.V.D.M.; Pereira, H.M. Biodiversity offsets: From current challenges to harmonized metrics. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* **2015**, *14*, 61–67.
16. Macintosh, A.; Waugh, L. Compensatory mitigation and screening rules in environmental impact assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* **2014**, *49*, 1–12.
17. Burgin, S. BioBanking: An environmental scientist’s view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. *Biodivers. Conserv.* **2008**, *17*, 807–816.
18. Millenium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*; Millenium Ecosystem Assessment: Washington, DC, USA, **2005**.
19. The Economics of Ecosystems and Biodiversity. *Mainstreaming the Economics of Nature. A Synthesis of the Approach. Conclusions and Recommendations of TEEB*; The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Geneva, Switzerland, **2010**.
20. Costanza, R.; de Groot, R.; Sutton, P.; van der Ploeg, S.; Anderson, S.J.; Kubiszewski, I.; Turner, R.K. Changes in the global value of ecosystem services. *Glob. Environ. Chang.* **2014**, *26*, 152–158.
21. Bräuer, I.; Müssner, R.; Marsden, K.; Oosterhuis, F.; Rayment, M.; Miller, C.; Dodoková, A. *The Use of Market Incentives to Preserve Biodiversity*; EcoLogic: Nelson, New Zealand, **2006**.
22. CBD; UNEP; BBOP. *Biodiversity Offsets : A Tool for CBD Parties to Consider and a Briefing on the Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP)*; BBOP: Washington, DC, USA, **2010**.
23. Miller, K.L.; Trezise, J.A.; Kraus, S.; Dripps, K.; Evans, M.C.; Gibbons, P.; Possingham, H.P.; Maron, M. The development of the Australian environmental offsets policy: From theory to practice. *Environ. Conserv.* **2015**, doi:10.1017/S037689291400040X.
24. Ecological economics is a recent and still developing branch of economics that advocates transdisciplinarity and whose central theme is that ecological constraints and limits need to be taken into account in economic systems and models [91,92]
25. In standard economics “capital” is broadly defined as a stock of goods capable of providing future utility through the production of further goods and services [37]. Capital refers to the three production factors classified in terms of manufactured capital, human capital and natural capital [93]. Natural capital represents the totality of nature (soils,

- water, plants, species, ecosystems) and can be defined as any stock of natural resources or environmental assets which provide a flow of useful goods or services now and in the future [37]. Manufactured capital refers to goods or services coming from human production (e.g., factories, roads, buildings *etc.*) and human capital covers knowledge and human skills [26].
26. Neumayer, E. *Weak versus Strong Sustainability: Exploring the Limits of Two Opposing Paradigms*, 2nd ed.; Edward Elgar Publishing Limited: Cheltenham, UK, **2003**.
  27. Atkinson, G.; Dietz, S.; Neumayer, E. Introduction. In *Handbook of Sustainable Development*; Edward Elgar Publishing: Cheltenham, UK, **2007**; pp. 1–23.
  28. Hartwick, J.M. Intergenerational equity and the investing of rents from exhaustible resources. *Am. Econ. Rev.* **1977**, *67*, 972–974.
  29. Solow, R.M. Intergenerational equity and exhaustible resources. *Rev. Econ. Stud.* **1974**, *41*, 29–46.
  30. Yew-Kwang, N. *Welfare Economics. Introduction and Development of Basis Concepts*; Wiley: Hoboken, NJ, USA, **1979**.
  31. Kanbur, R. Economie du développement et principe de compensation. *Rev. Int. des Sci. Soc.* **2003**, *175*, 29–38.
  32. Hicks, J. The Foundations of Welfare Economics. *Econ. J.* **1939**, *49*, 696–712.
  33. Kaldor, N. Welfare Propositions in Economics and Interpersonal Comparisons of Utility. *Econ. J.* **1939**, *49*, 549–552.
  34. Prieur, F. The environmental Kuznets curve in a world of irreversibility. *Econ. Theory* **2009**, *40*, 57–90.
  35. Raudsepp-Hearne, C.; Peterson, G.D.; Tengö, M.; Bennett, E.M. Untangling the Environmentalist's Paradox: Why is human well-being increasing as ecosystem services degrade? *Bioscience* **2010**, *60*, 576–589.
  36. Levrel, H.; Hay, J.; Bas, A.; Gastineau, P.; Pioch, S. Coût d'opportunité *versus* coût du maintien des potentialités écologiques: Deux indicateurs économiques pour mesurer les coûts de l'érosion de la biodiversité. *Nat. Sci. Soc.* **2012**, *20*, 16–29.
  37. De Groot, R.S.; van der Perk, J.; Chiesura, A.; Marguliew, S. Ecological functions and socio-economic values of critical natural capital as a measure for ecological integrity and environmental health. In *Implementing Ecological Integrity: Restoring Regional and Global Environmental and Human Health. NATO-Science Series, IV. Earth and Environmental Sciences*; Crabbe, P., Holland, A., Ryszkowski, L., Westra, L., Eds.; Kluwer Academic Publishers: Dordrecht, The Netherlands; Boston, MA, USA; London, UK, **2000**; pp. 191–214.

38. Daly, H.E. *Steady-State Economics*, 2nd ed.; Earthscan: London, UK, **1992**; first published in 1977.
39. Figuières, C.; Guyomard, H.; Rotillon, G. Sustainable development: Between moral injunctions and natural constraints. *Sustainability* **2010**, *2*, 3608–3622.
40. Salzman, J.; Ruhl, J.B. “No Net Loss”: Instrument Choice in Wetlands Protection. In *Moving to Markets in Environmental Regulation: Lessons from Twenty Years of Experience*; Freeman, J., Kolstad, C.D., Eds.; Oxford University Press: Oxford, UK, **2007**; pp. 323–350.
41. Pearce, D. Do we really care about Biodiversity? *Environ. Resour. Econ.* **2007**, *37*, 313–333.
42. De Groot, R.S.; Wilson, M.A.; Boumans, R.M.J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* **2002**, *41*, 393–408.
43. Vaissière, A.-C.; Levrel, H.; Hily, C.; le Guyaderc, D. Selecting ecological indicators to compare maintenance costs related to the compensation of damaged ecosystem services. *Ecol. Indic.* **2013**, *29*, 255–269.
44. Morandeau, D.; Meignien, P. *Towards Indicators of Ecological Functions: Links between Biodiversity, Functions and Services*; Evaluation and Integration of Sustainable Development Service, no. 51; General Commission for Sustainable Development: Paris, France, **2010**.
45. Gordon, A.; Langford, W.T.; Todd, J.A.; White, M.D.; Mullerworth, D.W.; Bekessy, S.A. Assessing the impacts of biodiversity offset policies. *Environ. Model. Softw.* **2011**, *26*, 1481–1488.
46. Briggs, B.D.J.; Hill, D.A.; Gillespie, R. Habitat banking—How it could work in the UK. *J. Nat. Conserv.* **2009**, *17*, 112–122.
47. National Research Council. *Compensating for Wetland Losses under the Clean Water Act*; National Research Council: Washington, DC, USA, **2001**.
48. U.S. Government Accountability Office. *Report to the Ranking Democratic Member, Committee on Transportation and Infrastructure, House of Representatives*; U.S. Government Accountability Office: Washington, DC, USA, **2005**.
49. Coggan, A.; Buitelaar, E.; Whitten, S.; Bennett, J. Factors that influence transaction costs in development offsets : Who bears what and why ? *Ecol. Econ.* **2013**, *88*, 222–231.

50. Scemama, P.; Levrel, H. L'émergence du marché de la compensation aux États-Unis : Changements institutionnels et impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions. *Rev. Econ. Polit.* **2014**, *123*, 1–32.
51. USACE (United States Army Corps of Engineers); EPA (Environmental Protection Agency). Compensatory mitigation for losses of aquatic resources. The Final Rule. In *Federal Register*; 73 Fed. Reg. 70; USACE: Washington, DC, USA, **2008**.
52. Regnery, B.; Quétier, F.; Cozannet, N.; Gaucherand, S.; Laroche, A.; Burylo, M.; Couvet, D. Mesures compensatoires pour la biodiversité : Comment améliorer les dossiers environnementaux et la gouvernance. *Sci. Eaux Territ.* **2013**, *Hors-Série*, 1–8.
53. Calvet, C.; Levrel, H.; Napoléone, C.; Dutoit, T. La Réserve d'actifs naturels : Une nouvelle forme d'organisation pour la préservation de la biodiversité en France. In *Restaurer la Nature Pour Atténuer les Impacts du Développement. Analyse des Mesures Compensatoires Pour la biodiversité*; Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Eds.; Editions Quae: Versailles, France, **2015**; pp. 139–156.
54. Moreno-Mateos, D.; Power, M.E.; Comín, F.A.; Yockteng, R. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biol.* **2012**, *10*, e1001247.
55. White, W. The Advantages and Opportunities. In *Conservation & Biodiversity Banking: A Guide to Setting Up and Running Biodiversity Credit Trading Systems*; Carroll, N., Fox, J., Bayon, R., Eds.; Earthscan: London, UK, **2008**; pp. 33–43.
56. Quétier, F.; Lavorel, S. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biol. Conserv.* **2011**, *144*, 2991–2999.
57. Fox, J.; Nino-Murcia, A. Status of Species Conservation Banking in the United States. *Conserv. Biol.* **2005**, *19*, 996–1007.
58. Brown, P.; Lant, C. Research: The Effect of Wetland Mitigation Banking on the Achievement of No-Net-Loss. *Environ. Manag.* **1999**, *23*, 333–345.
59. Turner, R.E.; Redmond, A.M.; Zedler, J.B. *Count It by Acre or Function—Mitigation Adds Up to Net Loss of Wetlands*; National Wetlands Newsletter Environmental Law Institute: Washington, DC, USA, **2001**; Volume 23.
60. Gordon, A.; Bull, J.W.; Wilcox, C.; Maron, M. Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. *J. Appl. Ecol.* **2015**, *52*, 532–537.
61. Walker, S.; Brower, A.L.; Stephens, R.T.T.; Lee, W.G. Why bartering biodiversity fails. *Conserv. Lett.* **2009**, *2*, 149–157.

62. Maron, M.; Hobbs, R.J.; Moilanen, A.; Matthews, J.W.; Christie, K.; Gardner, T.A.; Keith, D.A.; Lindenmayer, D.B.; McAlpine, C.A. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biol. Conserv.* **2012**, *155*, 141–148.
63. Gibbons, P.; Lindenmayer, D.B. Offsets for land clearing: No net loss or the tail wagging the dog? *Ecol. Manag. Restor.* **2007**, *8*, 26–31.
64. Vaissière, A.-C.; Levrel, H. Biodiversity offset markets: What are they really? An empirical approach to wetland mitigation banking. *Ecol. Econ.* **2015**, *110*, 81–88.
65. Boisvert, V. Conservation banking mechanisms and the economization of nature: An institutional analysis. *Ecosyst. Serv.* **2015**, doi:10.1016/j.ecoser.2015.02.004.
66. Stavins, R. Market-Based Environmental Policies: What Can We Learn from U.S. Experience (and Related Research)? In *Moving to Markets in Environmental Regulation: Lessons from Twenty Years of Experience*; Freeman, J., Kolstad, C., Eds.; Oxford University Press: Oxford, UK, **2007**; pp. 19–47.
67. Carroll, N.; Fox, J.; Bayon, R. *Conservation & Biodiversity Banking: A Guide to Setting Up and Running Biodiversity Credit Trading Systems*; Carroll, N., Fox, J., Bayon, R., Eds.; Earthscan: London, UK, **2008**.
68. Conway, M.; Rayment, M.; White, A.; Berman, M. *Exploring Potential Demand for and Supply of Habitat Banking in the EU and Appropriate Design Elements for a Habitat Banking Scheme*; ICF GHK: London, UK, **2013**.
69. Zafonte, M.; Hampton, S. Exploring welfare implications of resource equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecol. Econ.* **2007**, *61*, 134–145.
70. Scodari, P.; Shabman, L. *Review and Analysis of in-Lieu Fee Mitigation in the CWA Section 404 Permit Program*; U.S. Army Corps of Engineers, Institute for Water Resources: Alexandria, VA, USA, **2000**.
71. BenDor, T.; Riggsbee, J.A. Regulatory and ecological risk under federal requirements for compensatory wetland and stream mitigation. *Environ. Sci. Policy* **2011**, *14*, 639–649.
72. Wilkinson, J. In-lieu fee mitigation: Coming into compliance with the new Compensatory Mitigation Rule. *Wetl. Ecol. Manag.* **2008**, *17*, 53–70.
73. Morandeau, D.; Vilaysack, D. *Compensating for Damage to Biodiversity: An International Benchmarking Study*; Evaluation and Integration of Sustainable Development Service; General Commission for Sustainable Development: Paris, France, **2012**.
74. Thuiller, W. Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Glob. Chang. Biol.* **2004**, *10*, 2020–2027.



75. Estes, J.A.; Terborgh, J.; Brashares, J.S.; Power, M.E.; Berger, J.; Bond, W.J.; Carpenter, S.R.; Essington, T.E.; Holt, R.D.; Jackson, J.B.C.; *et al.* Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science* **2011**, *333*, 301–306.
76. Gontier, M.; Balfors, B.; Mörtberg, U. Biodiversity in environmental assessment-current practice and tools for prediction. *Environ. Impact Assess. Rev.* **2006**, *26*, 268–286.
77. Curran, M.; Hellweg, S.; Beck, J. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecol. Appl.* **2014**, *24*, 617–632.
78. Scheffer, M.; Carpenter, S.; Foley, J.A.; Folke, C.; Walker, B. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* **2001**, *413*, 591–596.
79. Pärtel, M.; Szava-Kovats, R.; Zobel, M. Dark diversity: Shedding light on absent species. *Trends Ecol. Evol.* **2011**, *26*, 124–128.
80. Ricklefs, R.E. Community diversity: Relative roles of local and regional processes. *Science* **1987**, *235*, 167–171.
81. Thuiller, W.; Araújo, M.B.; Pearson, R.G.; Whittaker, R.J.; Brotons, L.; Lavorel, S. Biodiversity conservation: Uncertainty in predictions of extinction risk. *Nature* **2004**, *430*, pp. 1–4.
82. Kuussaari, M.; Bommarco, R.; Heikkinen, R.K.; Helm, A.; Krauss, J.; Lindborg, R.; Ockinger, E.; Pärtel, M.; Pino, J.; Rodà, F.; *et al.* Extinction debt: A challenge for biodiversity conservation. *Trends Ecol. Evol.* **2009**, *24*, 564–571.
83. Norgaard, R.B. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecol. Econ.* **2010**, *69*, 1219–1227.
84. Mitsch, W.J.; Gosselink, J.G. The value of wetlands : Importance of scale and landscape setting. *Ecol. Econ.* **2000**, *35*, 25–33.
85. Rey Benayas, J.M.; Newton, A.C.; Diaz, A.; Bullock, J.M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. *Science* **2009**, *325*, 1121–1124.
86. Palmer, M.A.; Filoso, S. Restoration of ecosystem services for environmental markets. *Science* **2009**, *325*, 575–576.
87. Spash, C.L. Terrible Economics, Ecosystems and Banking. *Environ. Values* **2011**, *20*, 141–145.
88. Stern, D.I. Limits to substitution and irreversibility in production and consumption : A neoclassical interpretation of ecological economics. *Ecol. Econ.* **1997**, *21*, 197–215.

89. O'Neill, J. Austrian economics and the limits of markets. *Camb. J. Econ.* **2012**, 36, 1073–1090.
90. Van Teeffelen, A.J.A.; Opdam, P.; Wätzold, F.; Johst, K.; Drechsler, M.; Vos, C.C.; Wissel, S.; Quétier, F. Ecological and economic conditions and associated institutional challenges for conservation banking in dynamic landscapes. *Landsc. Urban Plan.* **2014**, 130, 64–72.
91. Norgaard, R.B. The case for methodological pluralism. *Ecol. Econ.* **1989**, 1, 37–57.
92. Spash, C.L. New foundations for ecological economics. *Ecol. Econ.* **2012**, 77, 36–47.
93. Costanza, R.; Daly, H.E. Natural Capital and Sustainable Development. *Conserv. Biol.* **1992**, 6, 37–46.
94. Loreau, M., Mouquet, N. and Holt, R. D. Meta-ecosystems: a theoretical framework for a spatial ecosystem ecology. *Ecol. Lett.* **2003**, 6, 673–679.

## Chapitre 2

Alignan J.F., Debras J.F., Dutoit T. 2014. Effects of ecological restoration on Orthoptera assemblages in a Mediterranean steppe rangeland. *Journal of Insect Conservation* 18: 1073-1085.

Alignan J.F., Debras J.F., and Thierry Dutoit. 2013. Quelles Places Pour Les Coléoptères et Les Orthoptères Dans La Restauration Écologique de La Plaine de Crau (Bouches-Du-Rhône, France). *Symbioses* (31): 9–15.

Bayon, Ricardo, Jessica Fox, and Nathaniel Carroll. 2008. *Conservation & Biodiversity Banking: A Guide to Setting up and Running Biodiversity Credit Trading Systems*. Edited by Ricardo Bayon, Jessica Fox, and Nathaniel Carroll. Earthscan, UK, 298p.

Calvet, C., et Vaissière, A.C. 2015. Comparaison des cadres institutionnels et organisationnels des banques de compensation aux Etats-Unis et en France. Dans Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (Eds.). *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*, QUAE.

Chabran, Fanny. 2011. *Etat de L'art de La Compensation Écologique. Le Cas de La Première Réserve d'Actifs Naturels : Le Projet Cossure*. Mémoire de fin d'études, ISARA Lyon, 67p.

CNPN, 2010. Bordereau de transmission pour avis du CNPN sur une demande de dérogation portant sur une espèce soumise au titre 1er du livre IV du code de l'environnement. Direction de l'Eau et de la Biodiversité, MEDDE, 8p.

Coggan, Anthea, Edwin Buitelaar, Stuart Whitten, and Jeff Bennett. 2013. Factors That Influence Transaction Costs in Development Offsets: Who Bears What and Why?. *Ecological Economics* 88 (April): 222–231. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.12.007.

Comité scientifique de CDC Biodiversité. 2009. Motion Du Comité Scientifique de CDC Biodiversité Relative À L'équivalence Écologique et Territoriale de La Réserve D'actifs Naturels de Cossure. CDC Biodiversité, 3p.

Curran, M., S. Hellweg, and J. Beck. 2014. "Is There Any Empirical Support for Biodiversity Offset Policy?" *Ecological Applications* 24 (4): 617–632. <http://dx.doi.org/10.1890/13-0243.1>.

Davenport, J., Davenport, J.L., 2006. The ecology of transportation: managing mobility for the environment. Springer Netherlands.

Devictor, V. van Swaay, C. Brereton, T. Brotons, L. Chamberlain, D. Heliölä, J. Herrando, S. Julliard, R. Kuussaari, M. Lindström, Å. Reif, J. Roy, D.B. Schweiger, O. Settele, J. Stefanescu, C. Van Strien, A. Van Turnhout, C. Vermouzek, Z. WallisDeVries, M. Wynhoff, I. & Jiguet, F. (2012). Uncertainty in thermal tolerances and climatic debt. *Nature Climate Change* 2, 638–639.

DIREN PACA, 2008. Les Mesures Compensatoires Pour La Biodiversité : La Stratégie de La DIREN PACA. Direction Régionale de l'environnement PACA, Service Patrimoine et Territoires. 23p.

DREAL, 2010. Compte Rendu de la Réunion Du Groupe de Travail Espèces Protégées Du CSRPN PACA du 4 novembre 2010 à Aix en Provence. DREAL PACA, Service biodiversité, eau et paysages, Aix-en-Provence. 6 p.

Dutoit T., Oberlinkels, M. 2013. Compensation par l'offre : premier bilan de la réserve d'actifs naturels de Cossure (plaine de la Crau, Bouches-du-Rhône). *Le Courrier de la Nature*. 274, 8-11

Dutoit T., 2010. In memoriam, le Coussoul de Crau. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA*. 58, 37-44.

Dutoit T., Oberlinkels, M., 2010. Restauration d'un verger industriel vers une terre de parcours à moutons. *Espaces Naturels*. 29, 26-28.

Estes, J.A., Terborgh, J., Brashares, J.S., Power, M.E., Berger, J., Bond, W.J., Carpenter, S.R., Essington, T.E., Holt, R.D., Jackson, J.B.C., Marquis, R.J., Oksanen, L., Oksanen, T., 2011. Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science* (80). 333. doi:10.1126/science.1205106

European Commission, 2011. Our Life Insurance, Our Natural Capital: An EU Biodiversity Strategy to 2020 3. 5. 2011. COM (2011) 244. European Commission, Brussels, Belgium.

Hernandez, S., 2006a. Note de la Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale (D4E) à l'attention du directeur de la D4E : Compte rendu du séminaire sur « les mécanismes de compensation : une opportunité pour les secteurs économiques et financiers et les gestionnaires de la diversité biologique ». D4E, sous-direction de l'évaluation des politiques et régulations environnementales, MEDDE, 15p.

Hernandez, S., 2006b. Note sur les mécanismes de compensation pour la conservation de la diversité biologique : Etat des lieux et analyses pour sa viabilité en France (DOM-TOM inclus). Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale (D4E), sous-direction de l'évaluation des politiques et régulations environnementales, MEDDE, 5p.

Jaunatre, Renaud, Elise Buisson, and Thierry Dutoit. 2014. "Can Ecological Engineering Restore Mediterranean Rangeland after Intensive Cultivation? A Large-Scale Experiment in Southern France." *Ecological Engineering* 64 (March) : 202–212. doi:10.1016/j.ecoleng.2013.12.022.

Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Ockinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., Steffan-Dewenter, I., 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends Ecol. Evol.* 24, 564–71. doi:10.1016/j.tree.2009.04.011

Madsen, B., Carroll, N., Kandy, D., Bennett, G., 2011. Update: State of Biodiversity Markets. Washington, DC.

Maron, Martine, Richard J. Hobbs, Atte Moilanen, Jeffrey W. Matthews, Kimberly Christie, Toby a. Gardner, David a. Keith, David B. Lindenmayer, and Clive a. McAlpine. 2012. "Faustian Bargains? Restoration Realities in the Context of Biodiversity Offset Policies." *Biological Conservation*, 155 (October): 141–148. doi:10.1016/j.biocon.2012.06.003.

MEDDE, 2012. Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel. MEDDE, Paris, France, 9 p.

MEDDE, CDC Biodiversité, 2010a. Convention cadre MEEDM-CDC Biodiversité relative à l'expérimentation d'offre de compensation 2010-2018. CDC Biodiversité et MEDDE, 10 p.

MEDDE, CDC Biodiversité, 2010b. Convention relative à l'opération expérimentale Cossure 2010-2016. CDC Biodiversité et MEDDE, 12 p.

MEDDE, 2007. Rapport de Synthèse du Groupe 2 du Grenelle de l'environnement: "Préserver la biodiversité et les ressources naturelles." Groupe 2 du Grenelle de l'environnement, MEDDE, 124 p.

Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comín, F. a, Yockteng, R., 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biol.* 10, e1001247. doi:10.1371/journal.pbio.1001247

Pärtel, M., Szava-Kovats, R., Zobel, M., 2011. Dark diversity: shedding light on absent species. *Trends in Ecology and Evolution*. 26, 124–8. doi:10.1016/j.tree.2010.12.004

Quétier, Fabien, Baptiste Regnery, and Harold Levrel. 2014. No Net Loss of Biodiversity or Paper Offsets? A Critical Review of the French No Net Loss Policy. *Environmental Science & Policy* 38 (December): 120–131. doi:10.1016/j.envsci.2013.11.009.

Quintero, J.D., Mathur, A., 2011. Biodiversity offsets and infrastructure. *Conservation Biology*, 25, 1121–3.

Regnery, Baptiste, Fabien Quétier, Naïg Cozannet, Stéphanie Gaucherand, Antoine Laroche, Mélanie Burylo, and Denis Couvet. 2013. Mesures Compensatoires Pour La Biodiversité : Comment Améliorer Les Dossiers Environnementaux et La Gouvernance. *Sciences, Eaux et Territoires Hors-Série* (12): 1–8.

Réserve Naturelle des Coussouls de Crau, 2009. Rapport d'activité 2008-2009. CEEP & Chambre d'Agriculture des Bouches du Rhône, 94 p.

Saussier, S., Yvrande-billon, A., 2007. Economie des coûts de transaction. Collection Repères, La Découverte. 119p.

Scemama, Pierre. 2014. Analyse Néo-Institutionnelle de L'investissement Dans La Biodiversité: Choix Organisationnels et Leurs Conséquences Sur La Restauration Des Écosystèmes Aquatiques. Thèse de doctorat en économie, soutenue le 17 juin 2014 à l'université de Bretagne Occidentale. 300p.

Scemama, Pierre, and Harold Levrel. 2014. L'émergence Du Marché de La Compensation Aux États-Unis : Changements Institutionnels et Impacts Sur Les Modes D'organisation et Les Caractéristiques Des Transactions. *Revue d'Economie Politique* 123 (6): 1–32.

Vaissière, A.C., Levrel, H., Scemama, P. (à paraître). Les banques de compensation aux Etats-Unis : une nouvelle forme organisationnelle et institutionnelle pour la conservation des zones humides basée sur le marché ? Dans Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (Eds.). *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*, QUAE.

Van Teeffelen, Astrid J.A., Paul Opdam, Frank Wätzold, Karin Johst, Martin Drechsler, Claire C Vos, Silvia Wissel, and Fabien Quétier. 2014. Ecological and Economic Conditions and Associated Institutional Challenges for Conservation Banking in Dynamic Landscapes. *Landscape and Urban Planning* 130: 64–72.

Williamson, O.E. 2005. "The Economics of Governance." *American Economic Review* 95 (2): 1–18.

### Chapitre 3

Government Accountability Office (GAO), 2005. *Corps of Engineers Does Not Have an Effective Oversight Approach to Ensure That Compensatory Mitigation Is Occurring*. U.S. Government Accountability Office Report GAO-05-898, Washington, D.C.

Hassan, F., Vaissière, A.C. 2015. Banques de compensation des zones humides du New Jersey et de Floride. Dans Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S. (Eds.). *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement. Analyse Des Mesures Compensatoires Pour La Biodiversité*. Editions Quae, Collection Synthèses, Versailles, pp. 157–158.

Mermet, L., Billé, R., Leroy, M., Narcy, J., Poux, X., 2005. L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement. *Natures Sciences Sociétés* 13(2) :127–137.

National Research Council (NRC), 2001. *Compensating for Wetland Losses under the Clean Water Act*. Washington, D.C.: National Academies Press.

Quétier, F., Regnery, B., Levrel, H., 2014. No net loss of biodiversity or paper offsets ? A critical review of the French no net loss policy. *Environmental science and policy*, 38, 120-131.

### Chapitre 4

Ajzen I. (1991), « The theory of planned behavior », *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, vol. 50, n°2, pp. 179-211.

Allaire G., Cahuzac E. et Simioni M. (2009), « Contractualisation et diffusion spatiale des mesures agro-environnementales herbagères », *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement*, vol. 90, n°1, pp. 23-50.

Banerjee P. et Wossink A. (2015), « Social rewards and the design of voluntary incentive mechanism for biodiversity protection on farmland », 17th Annual BIOECON Conference Experimental and Behavioural Economics and the Conservation of Biodiversity and Ecosystem Services, Cambirige, September 2015.

Beedell J.D.C. et Rehman T. (1999), « Explaining farmers' conservation behavior: Why do farmers behave the way they do? », *Journal of Environmental Management*, vol. 57, n°3, pp. 165-176.

Beedell J. et Rehman T. (2000), « Using social-psychology models to understand farmers' conservation behaviour », *Journal of Rural Studies*, vol. 16, n°1, pp. 117-127.

Bonnieux F., Rainelli P. et Vermersch D. (1998), « Estimating the Supply of Environmental Benefits by Agriculture: A French Case Study », *Environmental and Resource Economics*, vol. 11, n°2, pp. 135-153.

Bougherara D. et Ducos G. (2006), « Farmers' preferences over compensation contract flexibility and duration: an estimation of the effect of transaction costs using choice experiment », 1ère Journée de l'European School on New-Institutional Economics.

Brotherton I. (1991), « What limits participation in ESAs? », *Journal of Environmental Management*, vol. 32, n°3, pp. 241-249.

Bull J.W., Suttle K.B., Singh N.J. et Milner-Gulland E.J. (2013), « Conservation when nothing stands still: Moving targets and biodiversity offsets », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 11, n°4, pp. 203-210.

Calvet C., Napoléone C. et Salles J.-M. (2015), « The Biodiversity Offsetting Dilemma: Between Economic Rationales and Ecological Dynamics », *Sustainability*, vol. 7, n°1, pp. 7357-7378.

CBD et UNEP (2010), « Biodiversity Offsets: A tool for CBD Parties to consider and a briefing on the Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) », Conference of the parties to the convention on biological diversity, Tenth meeting Nagoya, Japan.

CEN-LR, COGARD, CHAMBRE D'AGRICULTURE, SAFER-LR, 2013. « Mise en œuvre de mesures compensatoires en faveur de l'Outarde canepetière dans la ZPS Costières nîmoises – Rapport final du programme 2009-2013 ».

Chabé-Ferret S. et Subervie J. (2013), « How much green for the buck? Estimating additional and windfall effects of French agro-environmental schemes by DID-matching », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 65, n°1, pp. 13-27.

Choe C. et Fraser I. (1999), « Compliance Monitoring and Agri-Environmental Policy », *Journal of Agricultural Economics*, vol. 50, n°3, pp. 468-487.

Christensen T., Pedersen A.B., Nielsen H.O., Mørkbak M.R., Hasler B. et Denver S. (2011), « Determinants of farmers' willingness to participate in subsidy schemes for pesticide-free buffer zones--A choice experiment study », *Ecological Economics*, vol. 70, n°8, pp. 1558-1564.

Cimon-Morin J., Darveau M. et Poulin M. (2013), « Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: A review », *Biological Conservation*, vol. 166, pp. 144-154.

Coggan A., Buitelaar E., Whitten S. et Bennett J. (2013), « Factors that influence transaction costs in development offsets : who bears what and why ? », *Ecological Economics*.

Dauguet B. (2015), « Biodiversity offsetting as a commodification process: A French case study as a concrete example », *Biological Conservation*.

Davenport J. et Davenport J.L. (2006), *The ecology of transportation: managing mobility for the environment*, J. Davenport et J.L. Davenport (dir.), Springer Netherlands, 393 p.

Defrancesco E., Gatto P., Runge F. et Trestini S. (2008), « Factors affecting farmers' participation in agri-environmental measures: A northern Italian perspective », *Journal of Agricultural Economics*, vol. 59, n°1, pp. 114-131.

Delvaux L., Henry de Frahan B., Dupraz P. et Vermersch D. (1999), « Adoption d'une MAE et consentement à recevoir des agriculteurs en région wallonne », *Économie rurale*, vol. 249, n°1, pp. 71-81.

Devictor V., Swaay C. van, Brereton T., Brotons L., Chamberlain D., Heliölä J., Herrando S., Julliard R., Kuussaari M., Lindström Å., Reif J., Roy D.B., Schweiger O., Settele J., Stefanescu, C. Van Strien A., Turnhout C. Van, Vermouzek Z., WallisDeVries M., Wynhoff I. et Jiguet F. (2012), « Uncertainty in thermal tolerances and climatic debt », *Nature Climate Change*, vol. 2, pp. 638-639.

Drake L., Bergström P. et Svedsäter H. (1999), « Farmers' attitudes and uptake », in Guido Van Huylenbroeck et Martin Whitby (dir.), *Countryside Stewardship: Farmers, Policies and Markets*. Oxford: Elsevier Science Ltd, Pergamon, Elsevier Sci ltd, pp. 89-111.

Drechsler M., Wätzold F., Johst K. et Shogren J.F. (2010), « An agglomeration payment for cost-effective biodiversity conservation in spatially structured landscapes », *Resource and Energy Economics*, vol. 32, n°2, pp. 261-275.

Ducos G. et Dupraz P. (2007), « The asset specificity issue in the private provision of environmental services: Evidence from agri-environmental contracts », 8th International Meeting of the Association for Public Economy Theory, Vanderbilt University, Nashville, 25 p.

Ducos G., Dupraz P. et Bonnieux F. (2009), « Agri-environment contract adoption under fixed and variable compliance costs », *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 52, n°5, pp. 669-687.

EEA, 2004. « High Nature Value Farmland – Characteristics, Trends and Policy Challenges. » European Environment Agency Report 1/2004, Copenhagen, 26p

European Commission (2011), « Our Life Insurance, Our Natural Capital: An EU Biodiversity Strategy to 2020. », 244p.

Falconer K. (2000), « Farm-level constraints on agri-environmental scheme participation: a transactional perspective », *Journal of Rural Studies*, vol. 16, pp. 379-394.



Ferraro P.J. (2008), « Asymmetric information and contract design for payments for environmental services », *Ecological Economics*, vol. 65, n°4, pp. 810-821.

Fielding K.S., Terry D.J., Masser B.M., Bordia P. et Hogg M.A. (2005), « Explaining landholders' decisions about riparian zone management: the role of behavioural, normative, and control beliefs. », *Journal of environmental management*, vol. 77, n°1, pp. 12-21.

Forman R.T.T. (1995), « Some general principles of landscape and regional ecology », *Landscape Ecology*, vol. 10, n°3, pp. 133-142.

Fraser R. (2002), « Moral Hazard and Risk Management in Agri-environmental Policy », *Journal of Agricultural Economics*, vol. 53, n°3, pp. 475-487.

Fraser R. (2004), « On the Use of Targeting to Reduce Moral Hazard in Agri-environmental Schemes », *Journal of Agricultural Economics*, vol. 55, n°3, pp. 525-540.

Gaillard, G. (2014). « Rapport législatif n° 2064 du 26 Juin 2014 sur le projet de loi relatif à la biodiversité ». Assemblée Nationale, Commission du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire. 287 p.

Gardner T. a, Hase A. VON, Brownlie S., Ekstrom J.M.M., Pilgrim J.D., Savy C.E., Stephens R.T.T., Treweek J., Ussher G.T., Ward G. et Kate K. Ten (2013), « Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. », *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, vol. 27, n°6, pp. 1254-1264.

Gibbons, P., Lindenmayer, D.B., 2007. « Offsets for land clearing: No net loss or the tail wagging the dog? » *Ecol. Manag. Restor.* 8, 26–31.

Goldman R.L., Thompson B.H. et Daily G.C. (2007), « Institutional incentives for managing the landscape: Inducing cooperation for the production of ecosystem services », *Ecological Economics*, vol. 64, n°2, pp. 333-343.

IUCN, 2011. « La Liste rouge des espèces menacées en France ». 28 p.

Jack B.K., Kousky C. et Sims K.R.E. (2008), « Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 105, n°28, pp. 9465-9470.

Karsenty, A., Sembres, T. & Randrianarison, M. (2010) « Paiements pour services environnementaux et biodiversité dans les pays du sud. *Tiers Monde* », 202, 57.

Kuhfuss L., Jacquet F., Préget R. et Thoyer S. (2013), « Le dispositif des MAEt pour l' enjeu eau : une fausse bonne idée ? », *Review of Agricultural and Environmental Studies*, vol. 93, n°4, pp. 395-422.

Kuhfuss L., Preget R. et Thoyer S. (2014), « Préférences individuelles et incitations collectives : quels contrats agroenvironnementaux pour la réduction des herbicides par les viticulteurs ? », *Revue d'Études en Agriculture et Environnement*, vol. 95, n°01, pp. 111-143.

Kuhfuss L., Préget R., Thoyer S., Hanley N., Coent P. Le et Désolé M. (2015), « Nudges, social norms and permanence in agri-environmental schemes », 7th Annual BIOECON Conference Experimental and Behavioural Economics and the Conservation of Biodiversity and Ecosystem Services, Cambirige, September 2015.

Kuhfuss L. et Subervie J. (2015), « Do agri-environmental schemes help reduce herbicide use ? Evidence from a natural experiment in France », n°DR n°2015-02.

Lamine C. (2011), « Anticiper ou temporiser : injonctions environnementales et recompositions des identités professionnelles en céréaliculture », *Sociologie du Travail*, vol. 53, n°1, pp. 75-92.

Latacz-Lohmann U. et Webster P. (1998), « Moral hazard in agri-environmental schemes », *Agricultural Economics Society Annual Conference*, Reading, pp. 25-28.

Latacz-Lohmann U. et Hamsvoort C. Van der (1997), « Auctioning Conservation Contracts: A Theoretical Analysis and an Application », *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 79, n°2, pp. 407-418.

Le Coent, P., Préget, R., Thoyer, S., 2014. « Why pay for nothing? An experiment on a conditional subsidy scheme in a threshold public good game ». *Econ. Bull.* 34, 1976–1989.

Louis M. et Rousset S. (2010), « Coûts de transaction et adoption des contrats agroenvironnementaux Le cas des MAE territorialisées à enjeu DCE en Poitou-Charentes », *Colloque SFER Cemagref*, pp. 27 p.

Masden B., Carroll N., Kandy D. et Bennett G. (2011), « 2011 Update: State of Biodiversity Markets: Offset and Compensation Programs Worldwide. »

McKenney B.A. et Kiesecker J.M. (2010), « Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks », *Environmental Management*, vol. 45, pp. 165-176.

Morris C., Pottert C. et Potter C. (1995), « Recruiting the New Conservationists: Farmers' Adoption of Agri-environmental Schemes in the U.K. », vol. 11, n°1, pp. 51-63.

Muradian R. (2001), « Ecological thresholds: a survey », *Ecological economics*, vol. 38, n°1, pp. 7-24.

Mzoughi N. (2011), « Farmers adoption of integrated crop protection and organic farming: Do moral and social concerns matter? », *Ecological Economics*, vol. 70, n°8, pp. 1536-1545.

Ozanne A., Hogan T. et Colman D. (2001), « Moral hazard, risk aversion and compliance monitoring in agri-environmental policy », *European Review of Agricultural Economics*, vol. 28, n°3, pp. 329-348.

Parkhurst G.M., Shogren J.F., Bastian C., Kivi P., Donner J. et Smith R.B.W. (2002), « Agglomeration bonus: an incentive mechanism to reunite fragmented habitat for biodiversity conservation », *Ecological Economics*, vol. 41, n°2, pp. 305-328.

Pattanayak S.K., Wunder S. et Ferraro P.J. (2010), « Show Me the Money: Do Payments Supply Environmental Services in Developing Countries? », *Review of Environmental Economics and Policy*, vol. 4, n°2, pp. 254-274.

Peerlings J. et Polman N. (2009), « Farm choice between agri-environmental contracts in the European Union », *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 52, n°5, pp. 593-612.

Perrier-Cornet, P., 2004. « L'avenir des espaces ruraux français. » *Futuribles*, n°299, 19 p.

Perrings C. et Pearce D. (1994), « Threshold effects and incentives for the conservation of biodiversity », *Environmental & Resource Economics*, vol. 4, n°1, pp. 13-28.

Quétier F., Regnery B. et Levrel H. (2014), « No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy », *Environmental Science & Policy*, vol. 38, pp. 120-131.

Quétier F., Rufray X. et Boulnois R. (2013), « Compensation Units? The Requirement for Ecological Equivalence. », Working group « Impacts » of the DREAL Languedoc-Roussillon, pp. 49.

Quintero J.D. et Mathur A. (2011), « Biodiversity offsets and infrastructure. », *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, vol. 25, n°6, pp. 1121-1123.

Ribaudo M., Greene C., Hansen L. et Hellerstein D. (2010), « Ecosystem services from agriculture: Steps for expanding markets », *Ecological Economics*, vol. 69, n°11, pp. 2085-2092.

Ruto E. et Garrod G. (2009), « Investigating farmers' preferences for the design of agri-environment schemes: a choice experiment approach », *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 52, n°5, pp. 631-647.

SAF (2012), « Changement d'attitude pour les agriculteurs: des chefs d'entreprise stratégiques, autonomes et innovants. »

Scemama P. et Levrel H. (2014), « L'émergence du marché de la compensation aux États-Unis: changements institutionnels et impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions », *Revue d'Economie Politique*, vol. 123, n°6, pp. 1-32.

Slangen, L. (1997). « How to organise nature protection by farmers.” *European Review of Agricultural Economics*, vol. 24, pp. 508-529.

Sumpsi, J., Iglesias, E. and Garrido, A. (1998). « An integrated approach to agricultural and environmental policies: a case study of the Spanish cereal sector”. In: Dabbert et al. (eds.), *The Economics of Landscape and Wildlife Conservation*. CAB International.

Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D’Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D., Swackhamer, D. (2001). « Forecasting agriculturally driven global environmental change”. *Science*, Vol. 292, pp. 281–284.

Vanslebrouck I., Huylenbroeck G. Van et Verbeke W. (2002), « Determinants of the Willingness of Belgian Farmers to Participate in Agri-environmental Measures », *Journal of Agricultural Economics*, vol. 53, n°3, pp. 489-511.

Vatn A. (2010), « An institutional analysis of payments for environmental services », *Ecological Economics*, vol. 69, n°6, pp. 1245-1252.

Vella F. (1998), « Estimating Models with Sample Selection Bias: A Survey », *The Journal of Human Resources*, vol. 33, n°1, pp. 127-169.

Wolff A., 2001a : « Changements agricoles et conservation de la grande avifaune de plaine : Etude des relations espèce-habitats à différentes échelles chez l’Outarde canepetière ». Thèse de doctorat, Université Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier. 105 p.

Wolff A, Paul JP, Martin JL, Bretagnolle V. 2001b. « The benefits of extensive agriculture to birds: the case of the Little Bustard. » *J Appl Ecol.* 38(5): 963-975.

Wunder, S. 2005. « Payments for environmental services: Some nuts and bolts. » *CIFOR Occasional Paper*, number 42. Bogor, Indonesia: CIFOR. [http://www.cifor.org/publications/pdf\\_files/OccPapers/OP-42.pdf](http://www.cifor.org/publications/pdf_files/OccPapers/OP-42.pdf)

Wunder S., Engel S. et Pagiola S. (2008), « Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries », *Ecological Economics*, vol. 65, n°4, pp. 834-852.

Wynn G., Crabtree B. et Potts J. (2001), « Modelling Farmer Entry », vol. 52, n°1, pp. 65-82.

Zakine C. (2014), « Les paiements pour service environnementaux (PSE) appliqués à l’agriculture. » ,Collectif Agri’Idées, SAF, Paris, 14 p.

## Chapitre 5

Archambault, É., Campbell, D., Gingras, Y., Larivière, V., 2009. Comparing bibliometric statistics obtained from the Web of Science and Scopus. *J. Am. Soc. Inf. Sci. Technol.* 60, 1320–1326.

Barnaud, C., Antona, M., 2014. Deconstructing ecosystem services: uncertainties and controversies around a socially constructed concept. *Geoforum* 56, 113–123. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.07.003>.

Bauer D.M., Cyr N.E., Swallow S.K., 2004. Public preferences for compensatory mitigation of salt marsh losses: a contingent choice of alternatives. *Conserv. Biol.*, vol. 18, n° 2, pp. 401–11.

Bekessy, S.A., Wintle, B.A., Lindenmayer, D.B., McCarthy, M.A., Colyvan, M., Burgman, M.A., Possingham, H.P., 2010. The biodiversity bank cannot be a lending bank. *Conserv. Lett.* 3, 151–158. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00110.x>.

Bendor, T., 2009. A dynamic analysis of the wetland mitigation process and its effects on no net loss policy. *Landsc. Urban Plan.* 89, 17–27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.09.003>.

Bendor, T.K., Riggsbee, J.A., Doyle, M., 2011. Risk and Markets for Ecosystem Services 10322–10330.

Bendor, T.K., Riggsbee, J.A., 2011. A survey of entrepreneurial risk in U.S. wetland and stream compensatory mitigation markets. *Environ. Sci. Pol.* 14 (3), 301–314 (*Environ. Sci. Policy*).

Bendor, T.K., Woodruff, S., 2014. Species Habitat : Is Lesser Prairie Chicken Habitat a Stock 1250–1259. <http://dx.doi.org/10.3390/su6031250>.

Bernhardt E.S., Palmer M.A., Allan J.D., Alexander G., Barnas K., Brooks S., Carr J., Clayton S., Dahm C., Follstad-Shah J., Galat D., Gloss S., Goodwin P., Hart D., Hassett B., Jenkinson R., Katz S., Kondolf G.M., Lake P.S., Lave R., Meyer J.L., O'Donnell T.K., Pagano L., Powell B. et Sudduth E., 2005. Ecology — synthesizing US river restoration efforts. *Science*, vol. 308, 5722, pp. 636–7.

Bidaud, C., Hrabanski, M., Meral, P., 2015. Voluntary biodiversity offset strategies in Madagascar. *Ecosyst. Serv.* 1–9 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.02.011>.

Boisvert, V., 2015. Conservation banking mechanisms and the economization of nature: an institutional analysis. *Ecosyst. Serv.* 1–9 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.02.004>.

Boisvert, V., Méral, P., Froger, G., 2013. Market-based instruments for ecosystem services: institutional innovation or renovation? *Soc. Nat. Resour.* 26, 1122–1136.

- Brinson, M.M., 1996. Assessing wetland functions using HGM. *Natl. Wetl. Newsl.* 18, 10–21.
- Broughton, E., Pirard, R., 2011. What's in a name ? Market-based instruments for biodiversity health and environment. *Ifri*.
- Bull, J.W., Suttle, K.B., Gordon, A., Singh, N.J., Milner-Gulland, E.J., 2013a. Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx* 47, 369–380. <http://dx.doi.org/10.1017/S003060531200172X>.
- Bull, J.W., Suttle, K.B., Singh, N.J., Milner-Gulland, E.J., 2013b. Conservation when nothing stands still: moving targets and biodiversity offsets. *Front. Ecol. Environ.* 11, 203–210. <http://dx.doi.org/10.1890/120020>.
- Burgin, S., 2008. BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. *Biodivers. Conserv.* 17, 807–816. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-008-9319-2>.
- Burgin, S., 2010. “Mitigation banks” for wetland conservation: a major success or an unmitigated disaster? *Wetl. Ecol. Manag.* 18, 49–55. <http://dx.doi.org/10.1007/s11273-009-9147-5>.
- Calvet, C., Napoléone, C., Salles, J.-M., 2015a. The biodiversity offsetting dilemma: between economic rationales and ecological dynamics. *Sustainability* 7, 7357–7378. <http://dx.doi.org/10.3390/su7067357>.
- Calvet, C., Levrel, H., Napoléone, C., Dutoit, T., 2015b. La Réserve d’actifs naturels : une nouvelle forme d’organisation pour la préservation de la biodiversité en France. In: Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G. (Eds.), *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement. Analyse Des Mesures Compensatoires Pour La Biodiversité*. Editions Quae, Versailles, pp. 139–156.
- CBD, UNEP, 2010. Biodiversity offsets : a tool for CBD parties to consider and a briefing on the Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity. Tenth meeting Nagoya, Japan.
- Chen, C., Ibekwe-SanJuan, F., Hou, J., 2010. The structure and dynamics of co-citation clusters: a multiple-perspective co-citation analysis. *J. Am. Soc. Inf. Sci.* 61, 1386–1409.
- Coggan, A., Buitelaar, E., Whitten, S., Bennett, J., 2013. Factors that influence transaction costs in development offsets: who bears what and why? *Ecol. Econ.* 88, 222–231. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.12.007>.
- Cuperus R., Canters K.J., de Haes H.A.U., Friedman D.S., 1999. Guidelines for ecological compensation associated with highways. *Biol. Conserv.*, vol. 90, n° 1, pp. 41–5.

- Czech, B., 2007. The foundation of a new conservation movement: professional society positions on economic growth. *Bioscience* 57, 6–7. [http://dx.doi.org/10.1672/0732-9393\(2007\)24\[24:TFOANC\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1672/0732-9393(2007)24[24:TFOANC]2.0.CO;2).
- De Winter J.C., Zadpoor A.A., Dodou D., 2014. The expansion of Google Scholar versus Web of Science: a longitudinal study. *Scientometrics*, vol. 98, n° 2, pp. 1547–65.
- Doak, D.F., Bakker, V.J., Goldstein, B.E., Hale, B., 2014. What is the future of conservation? *Trends Ecol. Evol.* 29, 77–81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2013.10.013>.
- Dodds W.K., Wilson K.C., Rehmeier R.L., Knight G.L., Wiggam S., Falke J.A., Dalglish H.J. et Bertrand K.N., 2008. Comparing ecosystem goods and services provided by restored and native lands. *Bioscience*, vol. 58, n° 9, (Bioscience), pp. 837–45.
- Donlan, C.J., Wilcox, C., 2008. Integrating invasive mammal eradications and biodiversity offsets for fisheries bycatch: conservation opportunities and challenges for seabirds and sea turtles. *Biol. Invasions* 10 (7), 1053–1060 (*Biol. Invasions*).
- Drechsler, M., Hartig, F., 2011. Conserving biodiversity with tradable permits under changing conservation costs and habitat restoration time lags. *Ecol. Econ.* 70, 533–541. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.10.004>.
- Drechsler, M., Wätzold, F., 2009. Applying tradable permits to biodiversity conservation: effects of space-dependent conservation benefits and cost heterogeneity on habitat allocation. *Ecol. Econ.* 68, 1083–1092. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.07.019>.
- Dumax, N., Rozan, A., 2011. Using an adapted HEP to assess environmental cost. *Ecol. Econ.* 72, 53–59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.020>.
- Ehrenfeld, D., 2008. Neoliberalization of conservation. *Conserv. Biol.* 22, 1091–1092.
- Etchart, G., 1995. Mitigation banks — a strategy for sustainable development. *Coast. Manag.* 23 (3), 223–237.
- Fox, J., Nino-Murcia, A., 2005. Status of species conservation banking in the United States. *Conserv. Biol.* 19 (4), 996–1007 (*Conserv. Biol.*).
- Gardner, T.A., von Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J.M.M., Pilgrim, J.D., Savy, C.E., Stephens, R.T.T., Treweek, J., Ussher, G.T., Ward, G., Ten Kate, K., 2013. Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. *Conserv. Biol.* 27, 1254–1264. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12118>.
- Gastineau, P., Taugourdeau, E., 2014. Compensating for environmental damages. *Ecol. Econ.* 97, 150–161. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.11.008>.

- Gibbons, P., Lindenmayer, D.B., 2007. Offsets for land clearing: no net loss or the tail wagging the dog? *Ecol. Manag. Restor.* 8, 26–31. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-8903.2007.00328.x>.
- Gonçalves, B., Marques, A., Soares, A.M.V.D.M., Pereira, H.M., 2015. Biodiversity offsets: from current challenges to harmonized metrics. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 61–67. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.008>.
- Gordon, A., Bull, J.W., Wilcox, C., Maron, M., 2015. Perverse incentives risk undermining bio- diversity offset policies. *J. Appl. Ecol.* <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12398> (n/a–n/a).
- Gordon, A., Langford, W.T., Todd, J.A., White, M.D., Mullerworth, D.W., Bekessy, S.A., 2011. Assessing the impacts of biodiversity offset policies. *Environ. Model. Softw.* 26, 1481–1488. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.07.021>.
- Hobbs, R.J., Norton, D.A., 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restor. Ecol.* <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.1996.tb00112.x>.
- Hoehn J.P., Lupi F., Kaplowitz M.D., 2003. Untying a Lancastrian bundle: valuing ecosystems and ecosystem services for wetland mitigation. *J. Environ. Manag.*, vol. 68, n° 3, pp. 263– 72.
- Hough, P., Robertson, M., 2009. Mitigation under Section 404 of the Clean Water Act: where it comes from, what it means. *Wetl. Ecol. Manag.* 17, 15–33. <http://dx.doi.org/10.1007/s11273-008-9093-7>.
- Hrabanski, M., 2015. The biodiversity offsets as market-based instruments in global governance: origins, success and controversies. *Ecosyst. Serv.* 1–9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.12.010>.
- Kareiva, P., Marvier, M., Lalasz, R., 2011. Conservation in the Anthropocene; beyond solitude and fragility. *Breakthr. J.*
- Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R., Boucher, T., 2007. Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science* 316, 1866–1869. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1140170>.
- Kentula, M.E., et al., 1992. Trends and patterns in Section 404 permitting requiring compensatory mitigation in Oregon and Washington, USA. *Environ. Manag.* 16, 109–119.
- Kiesecker, J.M., Copeland, H., Pocewicz, A., McKenney, B., 2010. Development by design: blending landscape level planning with the mitigation hierarchy. *Front. Ecol. Environ.* 8, 261–266. <http://dx.doi.org/10.1890/090005>.



- Lapeyre, R., Froger, G., Hrabanski, M., 2015. Biodiversity offsets as market-based instruments for ecosystem services? From discourses to practices. *Ecosyst. Serv.* 1–9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.010>.
- Leydesdorff, L., de Moya-Anegón, F., Guerrero-Bote, V.P., 2010. Journal maps on the basis of Scopus data: a comparison with the journal citation reports of the ISI. *J. Am. Soc. Inf. Sci. Technol.* 61, 352–369.
- Madsen, B., Carroll, N., Kandy, D., Bennett, G., 2011. 2011 Update: State of Biodiversity Markets.
- Maron, M., Dunn, P.K., McAlpine, C.A., Apan, A., 2010. Can offsets really compensate for habitat removal? The case of the endangered red-tailed black-cockatoo. *J. Appl. Ecol.* 47, 348–355. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01787.x>.
- Maron, M., Hobbs, R.J., Moilanen, A., Matthews, J.W., Christie, K., Gardner, T.A., Keith, D.A., Lindenmayer, D.B., McAlpine, C.A., 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biol. Conserv.* 155, 141–148. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.003>.
- Masden, B., Carroll, N., Kandy, D., Bennett, G., 2011. 2011 Update: State of Biodiversity Markets: Offset and Compensation Programs Worldwide.
- McKenney, B.A., Kiesecker, J.M., 2010. Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environ. Manag.* 45, 165–176. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-009-9396-3>.
- Méral, P., 2012. Le concept de service écosystémique en économie: origine et tendances récentes. *Nat. Sci. Soc.* 20, 3–15. <http://dx.doi.org/10.1051/nss/2012002>.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Mitsch, W.J., Jorgensen, S.E., 1989. Introduction to ecological engineering. In: Mitsch, W.J., Jorgensen, S.E. (Eds.), *Ecological Engineering: An Introduction to Ecotechnology*. John Wiley & Sons, New York, pp. 3–12.
- Mitsch, W.J., Wilson, R.F., 1996. Improving the success of wetland creation and restoration with know-how, time, and self-design. *Ecol. Appl.* 6, 77–83.
- Mitsch, W.J., Wu, X.Y., Nairn, R.W., Weihe, P.E., Wang, N.M., Deal, R., Boucher, C.E., 1998. Creating and restoring wetlands — a whole-ecosystem experiment in self-design. *Bioscience* 48, 1019–1030.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecol. Econ.* 35, 25–33.

- Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comín, F.A., Yockteng, R., 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biol.* 10, e1001247. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pbio.1001247>.
- Muradian, R., Arsel, M., Pellegrini, L., Adaman, F., Aguilar, B., Agarwal, B., Corbera, E., Ezzine de Blas, D., Farley, J., Froger, G., Garcia-Frapolli, E., Gómez-Baggethun, E., Gowdy, J., Kosoy, N., Le Coq, J.F., Leroy, P., May, P., Méral, P., Mibielli, P., Norgaard, R., Ozkaynak, B., Pascual, U., Pengue, W., Perez, M., Pesche, D., Pirard, R., Ramos- Martin, J., Rival, L., Saenz, F., Van Hecken, G., Vatn, A., Vira, B., Urama, K., 2013. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conserv. Lett.* 6, 274–279. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00309.x>.
- National Research Council, 2001. *Compensating for Wetland Losses Under the Clean Water Act*. National Academy Press, Washington DC.
- Nelson, R.W., Logan, W.J., 1984. Policy on wetland impact mitigation. *Environ. Int.* 10, 9–19.
- Palmer, M.A., Filoso, S., 2009. Restoration of ecosystem services for environmental markets. *Science* 325, 575–576.
- Pickett, E.J., Stockwell, M.P., Bower, D.S., Garnham, J.I., Pollard, C.J., Clulow, J., Mahony, M.J., 2013. Achieving no net loss in habitat offset of a threatened frog required high offset ratio and intensive monitoring. *Biol. Conserv.* 157, 156–162. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.014>.
- Pilgrim, J.D., Bennun, L., 2014. Will biodiversity offsets save or sink protected areas? *Conserv. Lett.* 7, 423–424. <http://dx.doi.org/10.1111/conl.12145>.
- Pirard, R., 2012. Market-based instruments for biodiversity and ecosystem services: a lexicon. *Environ. Sci. Pol.* 19-20, 59–68. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.02.001>.
- Quétier, F., Lavorel, S., 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. *Biol. Conserv.* 144, 2991–2999. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.002>.
- Quétier, F., Regnery, B., Levrel, H., 2014. No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy. *Environ. Sci. Pol.* 38, 120–131. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2013.11.009>.
- R Development Core Team, 2008. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3–900051–07–0.
- Race, M.S., 1985. Critique of present wetlands mitigation policies in the United States based on an analysis of past restoration projects in San Francisco Bay. *Environ. Manag.* 9, 71–81. <http://dx.doi.org/10.1007/BF01871446>.

Race, M.S., 1986. Wetlands restoration and mitigation policies: reply. *Environ. Manag.* 10, 571–572. <http://dx.doi.org/10.1007/BF01866759>.

Race, M.S., Fonseca, M.S., 1996. Fixing compensatory mitigation: what will it take? *Ecol. Appl.* 6, 94–101.

Rainey, H.J., Pollard, E.H.B., Dutson, G., Ekstrom, J.M.M., Livingstone, S.R., Temple, H.J., Pilgrim, J.D., 2014. A review of corporate goals of No Net Loss and Net Positive Impact on biodiversity. *Oryx* 1–7 <http://dx.doi.org/10.1017/S0030605313001476>.

Robertson, M., 2004. The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum* 35, 361–373. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2003.06.002>.

Robertson, M., 2006a. Emerging ecosystem service markets: trends in a decade of entrepreneurial wetland banking. *Front. Ecol. Environ.* 4, 297–302. [http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)4\[297:EESMTI\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295(2006)4[297:EESMTI]2.0.CO;2).

Robertson, M., 2006b. The nature that capital can see: science, state, and market in the commodification of ecosystem services. *Environ. Plan. D Soc. Space* 24, 367–387. <http://dx.doi.org/10.1068/d3304>.

Robertson, M., Hayden, N., 2008. Evaluation of a market in wetland credits: entrepreneurial wetland banking in Chicago. *Conserv. Biol.* 22, 636–646. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00963.x>.

Robertson, M.M., 2000. No Net Loss: wetland restoration and the incomplete capitalization of nature. *Antipode* 32, 463–493. <http://dx.doi.org/10.1111/1467-8330.00146>.

Roth, R.J., Dressler, W., 2012. Market-oriented conservation governance: the particularities of place. *Geoforum* 43, 363–366. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2012.01.006>.

Roy, I., Behura, A.K., 2014. Revisiting the relationship between business and environment. *J. Dharma* 39, 167–180.

Salzman, J., Ruhl, J.B., 2000. Currencies and the commodification of environmental law. *Stanford Law Rev.* 53, 88.

Sandbrook, C., Scales, I.R., Vira, B., Adams, W.M., 2011. Value plurality among conservation professionals. *Conserv. Biol.* 25, 285–294. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01592.x>.

Scemama, P., Levrel, H., 2014. L'émergence du marché de la compensation aux États-Unis: changements institutionnels et impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions. *Rev. Econ. Polit.* 123, 1–32.

Schwerdtner, K., Gruber, B., 2007. A conceptual framework for damage compensation schemes. *Biol. Conserv.* 134, 354–360.

Simenstad, C.A., Thom, R.M., 1996. Functional equivalency trajectories of the restored Gog-Le-Hi-Te estuarine wetland. *Ecol. Appl.* 6, 38–56.

Soileau D.M., Brown J.D. et Fruge D.W., 1985. Mitigation banking: a mechanism for compensating unavoidable fish and wildlife habitat losses. *Trans. North Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.*, 50, 465–74.

Sullivan, S., 2013. Banking nature? The spectacular financialisation of environmental conservation. *Antipode* 45, 198–217. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-8330.2012.00989.x>.  
Sullivan, S., Hannis, M., 2015. Nets and frames, losses and gains: value struggles in engagements with biodiversity offsetting policy in England. *Ecosyst. Serv.* 1–12.

ten Kate, K., J. Bishop, and R. Bayon. 2004. Biodiversity offsets: views, experience, and the business case. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, and Insight Investment, London, UK.

The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010. Mainstreaming the economics of nature. A Synthesis of the Approach. Conclusions and Recommendations of TEEB.

USACE (United States Army Corps of Engineers), Environmental Protection Agency (EPA), Natural Resources Conservation Service, Fish and Wildlife Service, National Oceanic and Atmospheric Administration, 1995. Federal guidance for the establishment, use and operation of mitigation banks. *U.S. Fed. Regist.* 60, 58605–58614.

Vaissière, A.-C., Levrel, H., 2015. Biodiversity offset markets: what are they really? An empirical approach to wetland mitigation banking. *Ecol. Econ.* 110, 81–88. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.01.002>.

Vaissière, A.-C., Levrel, H., Hily, C., Le Guyader, D., 2013. Selecting ecological indicators to compare maintenance costs related to the compensation of damaged ecosystem services. *Ecol. Indic.* 29, 255–269.

Van den Burg, S.W.K., Bogaardt, M.J., 2014. Business and biodiversity: a frame analysis. *Ecosyst. Serv.* 8, 178–184. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.04.005>.

Van Leeuwen, T.N., Moed, H.F., Tijssen, R.J.W., Visser, M.S., Van Raan, A.F.J., 2001. Language biases in the coverage of the Science Citation Index and its consequences for international comparisons of national research performance. *Scientometrics* 51, 335–346.

Van Teeffelen, A.J.A., Opdam, P., Wätzold, F., Johst, K., Drechsler, M., Vos, C.C., Wissel, S., Quétier, F., 2014. Ecological and economic conditions and associated institutional challenges for conservation banking in dynamic landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 130, 64–72.

Vatn, A., 2014. Markets in environmental governance — from theory to practice. *Ecol. Econ.* 105, 97–105. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.05.005>.

Walker, S., Brower, A.L., Stephens, R.T.T., Lee, W.G., 2009. Why bartering biodiversity fails. *Conserv. Lett.* 2, 149–157. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00061.x>.

Wilcove D.S. et Lee J., 2004. Using economic and regulatory incentives to restore endangered species: lessons learned from three new programs. *Conserv. Biol.*, 18, 639–45.

Wynne-Jones, S., 2012. Negotiating neoliberalism: conservationists' role in the development of payments for ecosystem services. *Geoforum* 43, 1035–1044.

Zedler, J.B., 1996. Ecological issues in wetland mitigation: an introduction to the forum. *Ecol. Appl.* 6, 33–37.

Zedler, J.B., Callaway, J.C., 1999. Tracking wetland restoration: do mitigation sites follow desired trajectories? *Restor. Ecol.* 7, 69–73.

## Conclusion générale

Bull J.W., Suttle K.B., Gordon A., Singh N.J. et Milner-Gulland E.J. 2013, « Biodiversity offsets in theory and practice », *Oryx*, vol. 47, n°03, pp. 369–380.

Business and Biodiversity Offsets Programme ( BBOP ) 2012, « To No Net Loss and Beyond: An Overview of the Business and Biodiversity Offsets Programme ( BBOP ). »

Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G.M., Tilman D., Wardle D. a, Kinzig A.P., Daily G.C., Loreau M., Grace J.B., Larigauderie A., Srivastava D.S. et Naeem S. (2012), « Biodiversity loss and its impact on humanity. », *Nature*, vol. 486, n°7401, pp. 59–67.

Chevassus-au-Louis, B., Salles, J.M., Pujol, J.L., et al. (2009), *L'approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*, Paris, La Documentation française. 378 p.

DIREN-PACA, 2008. Les mesures compensatoires pour la biodiversité : la stratégie de la DIREN PACA. 55 p.

Gaillard, G. (2014). Rapport législatif n° 2064 du 26 Juin 2014 sur le projet de loi relatif à la biodiversité. Assemblée Nationale, Commission du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire. 287 p.

Gaston, K. J., & Fuller, R. a. (2008). Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(1), 14–19. [doi:10.1016/j.tree.2007.11.001](https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.001) Brownlie S., King N. et Treweek J. (2013), « Biodiversity tradeoffs and offsets in impact assessment and decision making: can we stop the loss? », *Impact Assessment and Project Appraisal*, vol. 31, n°1, pp. 24-33.

Gibbons, J.M., Nicholson, E., Milner-Gulland, E.J., Jones, J.P.G., 2011. Should payments for biodiversity conservation be based on action or results? *J. Appl. Ecol.* 48, 1218–1226. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.02022.x

Gonçalves B., Marques A., Soares A.M.V.D.M. et Pereira H.M. (2015), « Biodiversity offsets: from current challenges to harmonized metrics », *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 14, pp. 61–67.

Heal, G.M., 2000. *Nature and the marketplace: capturing the value of ecosystem services*. Island Press, 228p.

Levrel H., Hay J., Bas A., Gastineau P. et Pioch S. 2012, « Coût d'opportunité versus coût du maintien des potentialités écologiques : deux indicateurs économiques pour mesurer les coûts de l'érosion de la biodiversité », *Natures Sciences Sociétés*, vol. 20, n°1, pp. 16–29.

Maris, V. 2010. *Philosophie de la biodiversité : petite éthique pour une nature en péril*. Paris, Buchet-Chastel.

Pearce, D., Atkinson, G., Mourato, S. 2006. *Analyse coûts-bénéfices et environnement. Développements récents*. Editions OCDE. 355 p.

Perrier-Cornet, P., 2002. *Repenser les campagnes*. La tour d'Aigues, Éditions de l'Aube, DATAR, 280 p.

Pope J, Annandale D, Morrison-Saunders A. 2004. Conceptualising sustainability assessment. *Environ Impact Assessment Rev.* 24:595–616

Regnery, B., Kerbiriou, K., Julliard, R., Vandavelde, J-C., Le Viol, I., Burylo, M., Couvet, D., 2013. Sustain common species and ecosystem functions through biodiversity offsets: response to Pilgrim et al. *Conservation Letters*

Rey Benayas J.M., Newton A.C., Diaz A. et Bullock J.M. 2009, « Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. », *Science (New York, N.Y.)*, vol. 325, n°5944, pp. 1121–1124.

Rodrigues, A., Pilgrim, J., Lamoreux, J., Hoffmann, M., Brooks, T., 2006. The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21, 71–76.

SAF 2012, « Changement d'attitude pour les agriculteurs: des chefs d'entreprise stratégiques, autonomes et innovants. » Collectif Agri'Idées, SAF, Paris, 52p.

Salles J.-M. 2011, « Dossier « Le réveil du dodo III » - Évaluer la biodiversité et les services écosystémiques : pourquoi, comment et avec quels résultats ? », *Natures Sciences Sociétés*, vol. 18, n°4, pp. 414–423.



Source : CEN-LR